

# **Entwicklung eines ökohydrologischen Modellsystems auf der Einzugsgebietsskala und Anwendung in den sommerfeuchten Tropen**

Von der  
Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften  
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina  
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines  
**Doktoringenieurs (Dr.-Ing.)**  
genehmigte

## **Dissertation**

von  
Malte Lorenz  
geboren am 19.07.1983  
aus Heide (Holst)

Eingereicht am: 14. Oktober 2015  
Disputation am: 24. November 2015

Berichterstatter/in: Prof. Dr.-Ing. Günter Meon  
Prof. Dr. agr. Nicola Fohrer

2015



## **Danksagung**

Diese Arbeit entstand während meiner Zeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig in den Jahren 2013 bis 2015. Ich möchte mich bei denen bedanken, die mich auf diesem Weg begleitet und unterstützt haben.

Ich bedanke mich herzlich bei Prof. Dr. Günter Meon für seine Unterstützung, Motivation, wertvollen Ratschläge und das in mich gesetzte Vertrauen. Außerdem möchte ich mich für die tolle Zeit und die einmaligen Erfahrungen, die ich in Vietnam sammeln konnte, bedanken.

Bei Prof. Dr. Nicola Fohrer möchte ich mich für die bereitwillige Übernahme der zeitaufwändigen Zweitbetreuung bedanken.

Bei meinen Kollegen in der Abteilung HYWAG möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit und Arbeitsatmosphäre sowie für fantastische „Fach- und Sachgeschichten“ in der Mensa und Nervenahrung in Form von Kuchen bedanken.

Bei Matthias Pfannerstill bedanke ich mich für seine stets konstruktiven Anregungen. Charlotte Pferdmenes und Viktoria Müller danke ich für das Korrekturlesen.

Ein großer Dank geht an das deutsch-vietnamesische Projektteam. Besonders möchte ich Huyen Le, Nguyen Cong Vu, Volker Pick, Matthias Pätsch, Nguyen Hong Quan und Stephanie Zeunert danken. Es war mir eine Ehre und ein Vergnügen mit Euch zusammenzuarbeiten, cảm ơn nhiều.

„..., unendliche Weiten, ...“ Gerhard Riedel danke ich dafür, dass er mir auf meiner Expedition durch die Untiefen des Quellcodes immer mit Rat und Tat und viel Humor zur Seite stand.

Ein besonderer Dank gilt Huyen Le. Ohne Sie hätte ich die faszinierende Vielfalt Vietnams nicht so kennengelernt wie ich sie kennengelernt habe.

Mein tiefster Dank gilt meinen Eltern Edna und Stephan Lorenz, die mich auf meinem Weg immer unterstützt haben.

Zuletzt möchte ich Diane Pferdmenes für ihre liebevolle Unterstützung, die Kraft die Sie mir gibt und Ihren Glauben an mich bedanken.





## Zusammenfassung

Die Verschmutzung von Oberflächengewässern ist eines der größten Umweltprobleme in Entwicklungs- und Schwellenländern. Ein Großteil dieser Länder liegt im Bereich der Tropen. Ökohydrologische Einzugsgebietsmodelle haben sich als nützliche Werkzeuge im Wasserqualitätsmanagement erwiesen. Bestehende ökohydrologische Einzugsgebietsmodelle sind maßgeblich für den Einsatz in den gemäßigten Breiten entwickelt worden.

Ziel der Dissertation war die Entwicklung eines prozessorientierten, ökohydrologischen Modellsystems, das nicht nur den Anforderungen in gemäßigten, sondern auch in tropischen Klimaten gerecht wird. Das Modellsystem war im Rahmen eines deutsch-vietnamesischen Forschungsvorhabens auf das in den sommerfeuchten Tropen in Südvietnam gelegene Thi Vai Einzugsgebiet anzuwenden, zu testen sowie für Prognosen zu verwenden. Als besondere Herausforderung für die ökohydrologische Modellierung in den sommerfeuchten Tropen sind die extremen meteorologischen Randbedingungen, die intensive anthropogene Nutzung des untersuchten Einzugsgebietes und die geringe Datenlage anzusehen.

Hierzu wurde das bestehende hydrologische Modellsystem PANTA RHEI unter anderem um die Module terrestrischer, biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor; CNP-Modul genannt), Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement sowie Wasserqualität erweitert. Das entwickelte ökohydrologische Modellsystem PANTA RHEI WQ umfasst integrierte Wasserqualitätsroutinen, die eine Interaktion zwischen der aquatischen Biomasse (Algen, Periphyton), Sauerstoff, Nährstoffen (N, P), Detritus und Sediment berücksichtigen. Darüber hinaus werden differenzierte Stoffformen, wie z.B.  $NH_4$ ,  $NO_2$  oder  $NO_3$ , betrachtet. Das in PANTA RHEI WQ implementierte Wasserqualitätsmodell schließt somit Defizite, die bei den gängigen ökohydrologischen Modellen respektive hydrologischen Wasserqualitätsmodellen auftreten. Weiterhin ermöglicht das Modellsystem PANTA RHEI WQ einen Rechenzeitschritt unter einem Tag. Daher kann über eine rein frachtbezogene Betrachtung hinausgegangen und auch Konzentrationen untersucht werden.

Da zu Beginn der Studie nahezu keine Daten zur Wasserquantität und -qualität des Thi Vai Einzugsgebietes vorlagen, wurde ein Monitoringprogramm an den drei wichtigsten Zuflüssen des Thi Vai Ästuars initialisiert und ein Jahr lang betrieben. Unter anderem wurden die Wasserqualitätsparameter gelöster Sauerstoff,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $TN$ ,  $PO_4$ ,  $TP$  sowie  $TSS$  erhoben.

Die Ergebnisse der Modellkalibrierung zeigen, dass das entwickelte Modellsystem in der Lage ist, die Hydrologie und Wasserqualität der untersuchten Teileinzugsgebiete unter Berücksichtigung der lückenhaften und teilweise unsicheren Daten abzubilden. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse hat sich gezeigt, dass die Wasserqualitätsprozesse von Stickstoff besonders durch die Umsatz- und Transformationsprozesse auf der Landphase geprägt werden. Mittels des entwickelten CNP-Modules konnte die charakteristische Dynamik der Dekomposition und Mineralisierung in den sommerfeuchten Tropen plausibel nachgebildet werden. Neben dem verwendeten Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz, welcher die vorübergehende Zwischenspeicherung von Nährstoffen in der mikrobiellen Biomasse berücksichtigt, sind hierbei die verwendeten Bodenfeuchte-Funktionen in Verbindung mit dem physikalischbasierten Bodenwassermodul von PANTA RHEI WQ von Bedeutung. Des Weiteren haben sich bei der Modellierung der Wasserqualität die Prozessgleichungen des Periphytons sowie die Berücksichtigung von Sedimentkompartimenten als Schlüsselkomponenten erwiesen. Besonders bedeutend waren diese Modellkomponenten bei der Modellierung des integrativen Wasserqualitätsparameters gelöster Sauerstoff. Am Beispiel des Thi Vai Einzugsgebietes wurden weitere Anwendungsmöglichkeiten sowie die Prognosefähigkeit des Modellsystems mit veränderten Randbedingungen aufgezeigt.



**Abstract**

Pollution of surface water is one of the major environmental concerns in developing countries. Most of these countries are located in the Tropics. Ecohydrological models are recognized as useful tools for water quality management. Existing ecohydrological models are mainly conceptualized for the use in temperate zones.

The objective of the dissertation was the development of a process-based, ecohydrological model that meets the requirements of temperate and tropic climates. Within the framework of a German-Vietnamese research project, the developed model was applied to the catchment of the Thi Vai Estuary, which is located in the humid tropics in South Vietnam. It was the aim to test and investigate the predictive power of the developed model. Ecohydrological modelling in the humid tropics is challenging because of extreme meteorological conditions, the high anthropogenic pressure in the investigated catchment and poor data availability.

For this purpose, the existing hydrological model PANTA RHEI was, among others, extended with additional modules to simulate terrestrial biochemical cycles (carbon, nitrogen and phosphorous; called CNP-Module), plant growth and management as well as water quality. The developed ecohydrological model PANTA RHEI WQ includes integrated water quality procedures, accounting for the interaction of aquatic biomass (algae, periphyton), dissolved oxygen, nutrients (N,P), detritus and sediment. Therefore, the water quality model of PANTA RHEI WQ overcomes deficits found in common ecohydrological models or hydrological water quality models. Additionally differentiated substances like  $NH_4$ ,  $NO_2$  or  $NO_3$ , are considered. Furthermore PANTA RHEI allows a sub-daily calculation time step. Therefore not only loads but also concentrations can be investigated.

At the beginning of the study nearly no data on water quantity and quality was available for the Thi Vai catchment. Hence, a monitoring program was initialized at the three main tributaries of the Thi Vai estuary and operated for one year. Among others, the water quality parameters dissolved oxygen,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $TN$ ,  $PO_4$ ,  $TP$  and  $TSS$ , were measured.

Under consideration of the incomplete and partly uncertain data, the simulation results show that the developed model is capable to simulate the hydrology and water quality of the investigated catchment. A sensitivity analysis demonstrated that the water quality of nitrogen is dominated by terrestrial transformation processes. The developed CNP-module is able to simulate the characteristic dynamics of decomposition and mineralization typically observed in the humid tropics. Beside the implemented Availability and Demand Approach, which is accounting for a temporary storage of nutrients in the microbial biomass, the implemented moisture functions in combination with the process based soil water model of PANTA RHEI are of particular importance. The consideration of sediment compartments and processes related to periphyton activity were key components in the water quality modelling of the Thi Vai catchment, especially in the context of simulating the integrative water quality parameter dissolved oxygen. Furthermore, possible applications and the predictive power of the model under altered boundary conditions were demonstrated by the application on the Thi Vai catchment.



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1	Veranlassung . . . . .	1
1.2	Zielsetzung und Vorgehensweise . . . . .	3
<b>2</b>	<b>Prozesse der ökohydrologischen Modellierung</b>	<b>7</b>
2.1	Der Begriff Ökohydrologie und thematische Einordnung der Arbeit . . .	7
2.2	Wasser- und Nährstoffkreisläufe in Einzugsgebieten . . . . .	8
2.2.1	Der Wasserkreislauf, Verschmutzungsquellen und Eintragspfade in Einzugsgebieten . . . . .	10
2.2.2	Der Kreislauf von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden	13
2.2.2.1	Kohlenstoffkreislauf im Boden und SOM . . . . .	14
2.2.2.2	Stickstoffkreislauf im Boden . . . . .	15
2.2.2.3	Phosphorkreislauf im Boden . . . . .	18
2.2.3	Wasserqualitätsprozesse in Gewässern . . . . .	19
2.2.3.1	Algen im Gewässer . . . . .	20
2.2.3.2	Stickstoff im Gewässer . . . . .	24
2.2.3.3	Phosphor im Gewässer . . . . .	27
2.2.3.4	Gelöster Sauerstoff im Gewässer . . . . .	30
2.2.3.5	Prozesse in tropischen Gewässern . . . . .	33
2.3	Der aktuelle Stand und Defizite ökohydrologischer und hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsebene . . . . .	35
2.3.1	Begriffliche Einordnung von Modellansätzen . . . . .	35
2.3.2	Vergleich ökohydrologischer und hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsebene . . . . .	37
2.3.2.1	Erosion im Einzugsgebiet und Sedimenttransport im Gewässer . . . . .	43
2.3.2.2	Terrestrische, biogeochemische Stoffkreisläufe (C, N, P) und Pflanzenwachstum . . . . .	44
2.3.2.3	Transport und Wasserqualitätsprozesse im Gewässer . .	49
<b>3</b>	<b>Folgerungen aus der Literaturanalyse</b>	<b>54</b>
3.1	Ergebnisse der Literaturanalyse . . . . .	54
3.2	Aspekte der Einzugsgebietsmodellierung in Bezug auf Daten und Modellkomplexität . . . . .	59
3.3	Folgerungen aus der Literaturanalyse und weiteres Vorgehen . . . . .	62
<b>4</b>	<b>Das ökohydrologische Modell PANTA RHEI WQ</b>	<b>63</b>
4.1	Das hydrologische Modell PANTA RHEI . . . . .	63
4.2	Das Modul Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement . . . . .	68
4.2.1	Pflanzenwachstum . . . . .	68

4.2.2	Pflanzenmanagement . . . . .	74
4.3	Das Erosionsmodul . . . . .	77
4.4	Das terrestrische CNP-Modul . . . . .	80
4.4.0.1	Modellentwicklung . . . . .	81
4.4.1	Exkurs: Anwendung des CNP-Modules auf Laborversuche . . . . .	93
4.5	Punktuelle Einleitungen und diffuse Siedlungsabwässer . . . . .	95
4.6	Das Wasserqualitätsmodul . . . . .	98
4.7	Zusammenfassung der Modellentwicklung des ökohydrologischen Modellsystems . . . . .	106
<b>5</b>	<b>Untersuchungsgebiet</b>	<b>109</b>
5.1	Lage, Topographie und Klima . . . . .	109
5.2	Boden und Landnutzung . . . . .	110
5.3	Felduntersuchungen sowie Monitoring der Wassermenge und Wasserqualität	114
5.3.1	Ergebnisse und Bewertung des Monitorings der Wassermenge . . . . .	117
5.3.2	Ergebnisse und Bewertung des Monitorings der Wasserqualität . . . . .	120
5.3.3	Zusammenfassung der Ergebnisse des Monitorings der Wasserquantität und -qualität im Thi Vai Einzugsgebiet . . . . .	129
<b>6</b>	<b>Modellanwendung: Ökohydrologische Modellierung des Thi Vai Einzugsgebietes</b>	<b>130</b>
6.1	Modellaufbau . . . . .	130
6.2	Modellkalibrierung . . . . .	134
<b>7</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>137</b>
7.1	Kalibrierung des Abflusses und des Wasserhaushaltes im Thi Vai Einzugsgebiet . . . . .	137
7.1.1	Abflusskalibrierung und -validierung des Bung Mon Teileinzugsgebietes . . . . .	137
7.1.2	Abflusskalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac . . . . .	141
7.2	Kalibrierung der Wasserqualität im Thi Vai Einzugsgebiet . . . . .	145
7.2.1	Kalibrierung der Stoffumsätze im Boden und des Pflanzenwachstums	145
7.2.2	Kalibrierung der Wasserqualität des Teileinzugsgebietes Bung Mon	152
7.2.3	Kalibrierung der Wasserqualität der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac . . . . .	162
7.3	Sensitivitätsanalyse des Bung Mon Teileinzugsgebietes . . . . .	174
7.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der Abfluss- und Wasserqualitätskalibrierung . . . . .	177
7.5	Bewertung der diffusen und punktuellen Belastung des Thi Vai Ästuars . . . . .	178
7.6	Belastung des Thi Vai Einzugsgebietes unter prognostizierter Entwicklung	188
7.7	Zusammenfassung der Ergebnisse der weiterführenden Anwendungsbeispiele . . . . .	195

<b>8 Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>196</b>
8.1 Entwicklung des ökohydrologischen Modellsystems PANTA RHEI WQ .	196
8.2 Ökohydrologische Modellierung des Thi Vai Einzugsgebiets . . . . .	199
8.3 Diskussion von Unsicherheiten . . . . .	200
8.4 Ausblick und weiterführender Forschungsbedarf . . . . .	201
<b>Literatur</b>	<b>204</b>
<b>Anhang</b>	<b>225</b>
A Felduntersuchungen . . . . .	225
B Pflanzendatenbank . . . . .	228
C Stofftransport in Oberflächengewässern . . . . .	229
D Parameter und Faktoren des Wasserqualitätsmoduls . . . . .	233
E Weitere Eingangsdaten . . . . .	234
F Weitere Darstellungen und Ergebnisse . . . . .	237
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>247</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>252</b>
<b>Abkürzungs- und Symbolverzeichnis</b>	<b>254</b>





# 1 Einleitung

## 1.1 Veranlassung

Die Verschmutzung von Grund- und Oberflächenwasser ist ein weltweites Problem, von dem sowohl Industrie- als auch Entwicklungsländer betroffen sind (FAO, 2011). Ursachen sind die großflächige Entwaldung, verbunden mit der Zunahme und Intensivierung landwirtschaftlich genutzter Flächen, zunehmende Urbanisierung und Industrialisierung als Folge des rasanten Bevölkerungswachstums. Überlagert werden diese regionalen und lokalen Entwicklungen durch die globalen Einflüsse des Klimawandels und dessen nur schwer vorhersagbaren Auswirkungen auf den Wasserkreislauf. Dabei kann sowohl die Verringerung der Quantität als auch die Verringerung der Qualität von Wasser durch Verschmutzung zu einer Verknappung der Ressource Wasser führen (UNESCO, 2012; UNESCO, 2014).

Die Verschmutzung von Wasser hat unmittelbare soziale und wirtschaftliche Auswirkungen und ist daher ein globales Anliegen (UNESCO, 2012). In den letzten Jahrzehnten ist das politische Bewusstsein gegenüber Wasserqualitätsproblemen stark gewachsen. Infolgedessen wurden auf nationaler und internationaler Ebene zunehmend Richtlinien zum Schutz und der Wiederherstellung der Wasserqualität erlassen (Horn et al., 2004). Richtungsweisende Beispiele für eine nationale Richtlinie zum Schutz der Wasserqualität sind der „Clean Water Act“ (CWA, 1972) der Vereinigten Staaten von Amerika in Verbindung mit dem Konzept der „Total Maximum Daily Load“ (TMDL) (NRC, 2001) und die EG-Wasserrahmenrichtlinie. Letztere hat das Ziel, bis 2015 für alle europäischen Oberflächen- und Grundwasserkörper einen guten ökologischen und chemischen Zustand zu erreichen (EG-WRRL, 2000). Sowohl der CWA als auch die EG-WRRL basieren auf einem flussgebietsübergreifenden Ansatz unter Berücksichtigung aller das Gewässer betreffenden Verschmutzungsquellen (Hoornbeek, 2004).

Besonders in aufstrebenden Entwicklungsländern wie Malaysia, Thailand, Südafrika oder Vietnam hat sich die Problematik in dem Bereich Wasserquantität und -qualität in den letzten Jahrzehnten stark verschärft (Evans et al., 2012). In den Industrieländern erfolgte die wirtschaftliche Entwicklung und die Entstehung der damit einhergehenden Umweltprobleme sowie Maßnahmen und Richtlinien sukzessive über viele Jahrzehnte. Die rasante wirtschaftliche Entwicklung der aufstrebenden Entwicklungsländer hingegen erfolgte innerhalb weniger Jahrzehnte, begleitet von starker Umweltverschmutzung (Ujang and Buckley, 2002; Biswas et al., 2005). Bisher konnten nur Teilerfolge in der Entwicklung und Durchsetzung von effektiven Maßnahmen und Richtlinien erreicht werden (Muyibi et al., 2008; Corcoran et al., 2010). Gründe hierfür sind unter anderem die Dominanz ökonomischer Interessen, Korruption, mangelnde finanzielle Mittel und mangelndes Know-How (Muyibi et al., 2008; Nguyen and Pham, 2012).

Ein Beispiel für ein aufstrebendes Entwicklungsland ist Vietnam (Meon et al., 2014). Die Verschmutzung der Gewässer ist zu einem der größten Umweltprobleme des Landes

geworden. Der Südosten ist eine der Hauptentwicklungszonen des Landes und ist besonders stark betroffen (MONRE, 2006; ICEM, 2007; Meon et al., 2013). Besonders schwerwiegend ist die Verschmutzung des Thi Vai Ästuars, der von 1994 bis 2008 als biologisch tot galt (Nguyen and Pham, 2012).

Erste Erfolge in der Reinigung und Kontrolle von industriellem Abwasser haben zu einer Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars geführt, jedoch liegt immer noch eine deutliche Verschmutzung vor. Die Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars wurde von der vietnamesischen Regierung zu einem der Hauptumweltziele erklärt. Bisher ist es nicht gelungen, ein einzugsgebietsübergreifendes Management des Thi Vai Ästuars und seiner Zuflüsse zu etablieren. Dafür verantwortlich sind, neben den bereits genannten Gründen, der Mangel an Monitoringdaten und geeigneten Planungswerkzeugen sowie unklare Definitionen von Zuständigkeiten und Kompetenzen zwischen unterschiedlichen nationalen und provinziellen Ministerien und Behörden (Nguyen, 2010; Nguyen and Meon, 2014; Meon et al., 2014).

Ein einzugsgebietsübergreifendes Management der Wasserquantität und -qualität des Thi Vai ist jedoch dringend erforderlich, da die Entwicklung der Industrie, der Bevölkerung und die Intensivierung der Landwirtschaft anhaltend positive Trends aufweisen. Hier setzt das deutsch-vietnamesische BMBF-Verbundprojekt „EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam“ an, in dessen Rahmen die Dissertation entstand (Meon et al., 2014).

Die bescheidenen Erfolge in der Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai können durch die fortschreitende Entwicklung und die damit einhergehende steigende Belastung der Gewässer schnell überholt werden. Bisher liegt das Augenmerk des Wasserqualitätsmanagements ausschließlich auf den direkt an das Ästuar angrenzenden Industriezonen. Der Beitrag des Einzugsgebietes zur Belastung des Thi Vai Ästuars wurde bisher kaum berücksichtigt. Ein Grund dafür ist, dass kaum belastbare Monitoringdaten der Wasserquantität und -qualität des Thi Vai Einzugsgebietes vorliegen.

Monitoringprogramme sind das zentrale Werkzeug in der Bewertung der aktuellen und historischen Wasserqualität sowie der Identifizierung möglicher Entwicklungen der Wasserqualität und der Erfolgskontrolle von Maßnahmen (LoBuglio et al., 2007). In Abhängigkeit der zeitlichen und räumlichen Auflösung ist das Monitoring der Wasserqualität jedoch mit enormen Kosten verbunden. Besonders in Europa und den USA wird seit Jahrzehnten Wasserqualitätsmonitoring betrieben. Es liegen für viele Messstellen lange Zeitreihen vor, auch wenn die zeitliche Auflösung oft gering ist (monatlich). Anders sieht dies in Entwicklungsländern aus, in denen Wasserqualitätsprobleme in den letzten Jahrzehnten zum Teil dramatisch zugenommen haben. Meistens ist die vorhandene Datenlage in diesen Ländern nur rudimentär. Daher ist es erforderlich, in diesen Ländern Monitoringprogramme zu initialisieren, um ein verbessertes Prozessverständnis zu erlangen und Maßnahmen effektiver planen und umsetzen zu können.

Mathematische Computermodelle ermöglichen die zeitliche und räumliche Inter- und Extrapolation der gewonnenen Monitoringdaten (Højberg et al., 2007). Im Rahmen des

TMDL-Programms und der EG-WRRL haben sich mesoskalige hydrologische Wasserqualitätsmodelle, auch als ökohydrologische Modelle bezeichnet, für viele Fragestellungen als geeignetes Werkzeug erwiesen (EPA, 2005; Volk et al., 2009; Hattermann, 2010; Vanrolleghem, 2010). Dabei stellt die Anwendung von semidistributiven prozessorientierten Modellen oft einen guten Kompromiss zwischen Datenverfügbarkeit und Modellkomplexität dar (Hattermann, 2010).

Das Ziel dieser Modelle ist die Ermittlung von Stofffrachten (z.B. von Stickstoff und Phosphor) aus dem Einzugsgebiet sowie die Ermittlung einer möglichen Änderung dieser Stofffrachten durch verschiedene Managementmaßnahmen (oder veränderter Umweltbedingungen). Die meisten Modellsysteme beschränken sich auf die Transformationsprozesse auf der Landphase, während im Gewässer ein konservativer Transport angenommen wird. Andere Modellsysteme berücksichtigen grundlegende Wasserqualitätsprozesse in Form von einfachen konzeptionellen Retentionsansätzen.

Horn et al. (2004) stellte fest, dass ein steigender Bedarf für Modelle mit integrierten Wasserqualitätsroutinen auf der Flussgebietsebene besteht, die über diesen rein frachtbezogenen Ansatz hinausgehen (z.B. im Kontext der WRRL und der Klimafolgenforschung). Diese Modelle beinhalten eine integrierte Betrachtung von Wasserqualitätsprozessen, die eine Interaktion zwischen der aquatischen Biomasse (Algen, Makrophyten), Sauerstoff, Nährstoffen, Detritus und Sediment berücksichtigt. Jedoch wurden bisher nur wenige Versuche unternommen, diese Prozesse in Modellsysteme auf der Einzugsgebietsskala zu implementieren. Beispiele für solche Modellsysteme sind die ökohydrologischen Modellsysteme SWAT (und seine Derivate ESWAT und SWIM) sowie HSPF. In ökohydrologischen Modellen erfolgt eine integrierte Betrachtung hydrologischer, biogeochemischer und ökologischer Prozesse in Böden, Flüssen und Seen auf der Einzugsgebietsskala (Krysanova and Arnold, 2008). Des Weiteren stellte Horn et al. (2004) fest, dass in den Fällen, in denen eine Implementierung erfolgt ist, bisher nur wenige Testanwendungen durchgeführt wurden, und dass zusätzliche Tests und Erfahrungen erforderlich sind. Zum Beispiel haben verschiedene Studien Defizite in der Darstellung der Wasserqualitätsprozesse im SWAT-Modell aufgezeigt, die eine Überprüfung und Erweiterung dieser Ansätze erforderlich machen (van Griensven and Bauwens, 2003; Migliaccio et al., 2007; Hesse et al., 2012). Bestehende ökohydrologische Einzugsgebietsmodelle sind maßgeblich für den Einsatz in den gemäßigten Breiten entwickelt worden, und es sind bisher nur wenige Anwendungen in den Tropen erfolgt (Gassman et al., 2007; Wellen et al., 2015; Nguyen and Meon, 2014). Die beschriebenen Sachverhalte führen zur nachfolgenden Zielsetzung dieser Arbeit.

## 1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Die Zielsetzung dieser Arbeit ergab sich aus dem deutsch-vietnamesischen Verbundforschungsvorhaben EWATEC-COAST. Ein zentrales Ziel des Vorhabens ist die Entwicklung eines modellbasierten „Managementsystems“ als Bewertungs- und Entscheidungsun-

terstützungswerkzeug zur nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars im Küstenbereich von Südvietnam (Meon et al., 2014). Das Modellsystem besteht unter anderem aus gekoppelten hydraulischen und hydrologischen Modellen zur Simulation der Wasserquantität und -qualität von Oberflächengewässern. Das Thi Vai Ästuar ist tidebeeinflusst. Daher ist es erforderlich, für den Hauptfluss ein hydrodynamisches Wasserqualitätsmodell anzuwenden, um die komplexe zeitliche und räumliche Dynamik der Wasserquantität und -qualität abzubilden (Prilop et al., 2014a). Das hydrodynamische Wasserqualitätsmodell benötigt die Zuflüsse, Stofffrachten bzw. Konzentrationen von Wasserqualitätsparametern aus dem Einzugsgebiet als Randbedingungen in einer angemessenen zeitlichen Auflösung. Hier setzt die Dissertation an.

Ziel der Dissertation ist die ökohydrologische Modellierung des Wasserhaushaltes (Wassermenge) und der Wasserqualität der wichtigsten Zuflüsse des Thi Vai Ästuars mit einem eigenen Modellsystem, mit dem die Besonderheiten des Einzugsgebietes (wenig Daten, sommerfeuchte Tropen) prozesstechnisch sinnvoll berücksichtigt werden. Die Simulation der Zuflüsse und Stofffrachten dienen zum einen als Randbedingungen für das hydrodynamische Wasserqualitätsmodell des Thi Vai Ästuars. Zum anderen stellen sie eine wichtige Komponente in der integrierten Bewirtschaftung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars dar. Weiterhin ist die ökohydrologische Modellierung des Thi Vai Einzugsgebietes nicht nur für das Management des Thi Vai Ästuars von Bedeutung, sondern auch für das Management der Wasserquantität und -qualität des Einzugsgebietes selbst. Das ökohydrologische Modell des Thi Vai Einzugsgebietes kann genutzt werden, um die Entwicklung der Wasserqualität unter zukünftigen Entwicklungsszenarien der Bevölkerung, Industrie und Landwirtschaft zu bewerten.

Da zu Beginn der Studie fast keine Monitoringdaten zur Wasserquantität und -qualität des Thi Vai Einzugsgebietes vorlagen, wurde im Jahr 2013 ein Monitoringprogramm der Wasserquantität und -qualität an den drei wichtigsten Zuflüssen des Thi Vai Ästuars initialisiert und ein Jahr lang betrieben (Lorenz et al., 2014). Unter anderem wurden Wasserqualitätsparameter wie gelöster Sauerstoff,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $TN$ ,  $PO_4$ ,  $TP$  sowie  $TSS$  erhoben. Zusätzlich wurden Felduntersuchungen durchgeführt, um die Informationen vorhandener Boden und Landnutzungskarten zu verbessern.

Als besondere Herausforderung für die ökohydrologische Modellierung in den sommerfeuchten Tropen ist der ausgeprägte Wechsel des Niederschlags im Jahresgang aufgrund des vorherrschenden Monsuns anzusehen. Als Folge ist ein starker Wechsel in der Dominanz der Abflusskomponenten und somit ein Wechsel der maßgebenden wasser gebundenen Eintragspfade im Jahresgang zu beobachten. In der Trockenzeit ist der Basisabfluss die dominierende Abflusskomponente. In der Regenzeit kann es als Folge der überwiegend konvektiven Niederschläge von oft kurzer Dauer und hoher Intensität und der kurzen Konzentrationszeit im Thi Vai Einzugsgebiet zu Sturzfluten kommen. Somit ist der Oberflächenabfluss während dieser Zeit die dominierende Abflusskomponente. Des Weiteren wird die Bodenfeuchte durch den ausgeprägten Wechsel zwischen Trocken- und Regenzeit zu einer der wichtigsten Kenngrößen, die die Umsatzprozesse

von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden beeinflusst.

Bisher liegen nur wenige Studien in den sommerfeuchten Tropen vor, die sich mit der Modellierung der Hydrologie und der Wasserqualität auf der Einzugsgebietsskala befassen (Nguyen, 2010). Ein geografischer Schwerpunkt vorhandener Studien ist zum Beispiel im Bereich der sommerfeuchten Tropen Nordaustraliens zu finden, nur wenige Studien liegen im Bereich Südostasiens vor (Nguyen and Meon, 2014). Die meisten Studien beschränken sich auf die Parameter Abfluss und Sedimentfracht. Nur vereinzelte Studien untersuchen den Transport von Stickstoff und Phosphor in Einzugsgebieten der sommerfeuchten Tropen, wobei meistens nur Nitrat- oder Gesamtfrachten an Stickstoff und Phosphor betrachtet werden (Gassman et al., 2007; Wellen et al., 2015; Nguyen, 2010).

Sowohl die ausgeprägte Abflussdynamik während der Regenzeit als auch die Anforderungen des hydrodynamischen Modells erfordern einen Modellzeitschritt, der kleiner ist als ein Tag. Trotz der vergleichsweise geringen Datenverfügbarkeit wurde daher für die Modellanwendung ein Zeitschritt von 3 Stunden gewählt. Hierfür wurden die vorhandenen Tagesniederschlagsdaten mittels Niederschlagsdaten aus dem Satellitenprodukt TRMM auf einen Zeitschritt von 3 Stunden disaggregiert.

Die Modellierung der Hydrologie der wichtigsten Zuflüsse des Thi Vai Ästuars erfolgt mit dem vorhandenen Modellsystem PANTA RHEI der Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz (HYWAG) am Leichtweiß- Institut für Wasserbau der TU Braunschweig. PANTA RHEI ist ein hydrologisches, semi-distributives „State of the Art“ Modellsystem der vierten Generation (Refsgaard, 1996; Lempert, 2000). Aufgrund seiner grafischen Benutzeroberfläche sowie Schnittstellen zu Datenbanken und geografischen Informationssystemen wird eine benutzerfreundliche Bedienung erlaubt. PANTA RHEI hebt sich durch sein physikalisch basiertes Bodenmodell von hydrologischen Modellen ab, die auf dem reinen Curve Number Ansatz basieren. Des Weiteren werden in PANTA RHEI zwei virtuelle Speicher genutzt, um den Grundwasserabfluss zu beschreiben. Dies wirkt sich vorteilhaft bei der Simulation des Basisabflusses aus, besonders während ausgedehnten Trockenzeiten, wie es in den sommerfeuchten Tropen der Fall ist.

Bestehende ökohydrologische Einzugsgebietsmodelle sind maßgeblich für den Einsatz in den gemäßigten Breiten entwickelt worden. Ein wichtiges Teilziel ist daher, die Erweiterung von PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem (PANTA RHEI WQ), das den Anforderungen in den sommerfeuchten Tropen gerecht wird. Hierzu ist das Modellsystem PANTA RHEI um folgende neue Module zu erweitern:

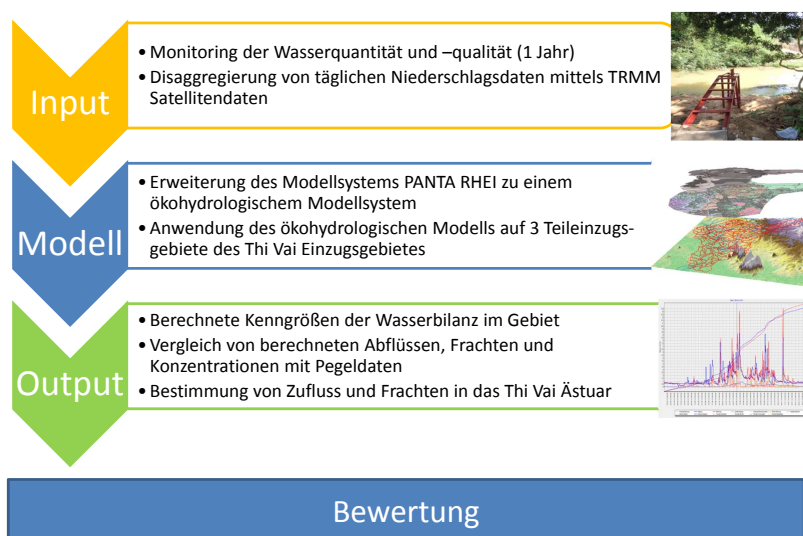
1. Terrestrischer, biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)
2. Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement
3. Erosion
4. Punktuelle Quellen und Siedlungsabwässer
5. Wasserqualität



In Kapitel 2.3.2 wird eine Literaturstudie über den aktuellen Stand und Defizite ökohydrologischer bzw. Wasserqualitätsmodelle auf der Einzugsgebietsebene durchgeführt. Ziel ist es, ein Modellsystem zu identifizieren, das als Grundlage für die Erweiterung des Modellsystems PANTA RHEI dienen kann. Ein besonderer Entwicklungsschwerpunkt wird auf die Module 1 und 5 gelegt. Unter anderem weisen [Horn et al. \(2004\)](#) sowie [van Griensven and Bauwens \(2003\)](#) auf Defizite in der Darstellung von Wasserqualitätsprozessen hin, die in Flussgebietsmodellen implementiert sind. Diese machen eine Überprüfung und Erweiterung dieser Ansätze erforderlich. Des Weiteren stellen [Wellen et al. \(2015\)](#) fest, dass im Allgemeinen in Flussgebietsmodellen die Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden eher mangelhaft integriert sind. [Porporato et al. \(2003\)](#) hebt die Bedeutung der Bodenfeuchte als kontrollierenden Umweltfaktor von Transformationsprozessen biogeochemischer Stoffkreisläufe im Boden hervor. Diese sind insbesondere in Klimaten mit ausgeprägter Trockenzeit (z.B. die sommerfeuchten Tropen) dominant. Daher sollen verbesserte Funktionen zur Simulation des Einflusses der Bodenfeuchte auf die Umsatzprozesse von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden berücksichtigt werden ([Porporato et al., 2003](#); [Fujita et al., 2013](#)).

Die Funktionsfähigkeit des erweiterten ökohydrologischen Modellsystems PANTA RHEI WQ wird anhand einer Modellanwendung im Thi Vai Einzugsgebiet in Südvietnam im Bereich der sommerfeuchten Tropen überprüft. Es gilt festzuhalten, dass das erweiterte Modellsystem natürlich auch auf Einzugsgebiete mit anderen Klima angewendet werden kann. Das generelle Vorgehen im Rahmen der ökohydrologischen Modellierung des Thi Vai Einzugsgebietes ist zusammenfassend in Abbildung 2 dargestellt.

In Bezug auf die vorangegangenen Ausführungen und der folgenden Literaturrecherche ist die Weiterentwicklung von PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem sowie die ökohydrologische Modellierung des Wasserhaushaltes (Wassermenge) und der Wasserqualität eines Einzugsgebietes in den sommerfeuchten Tropen, aus Sicht des Autors, als innovativ anzusehen.



**Abb. 1.1:** Vorgehen bei der ökohydrologischen Modellierung des Thi Vai Einzugsgebietes.

## 2 Prozesse der ökohydrologischen Modellierung

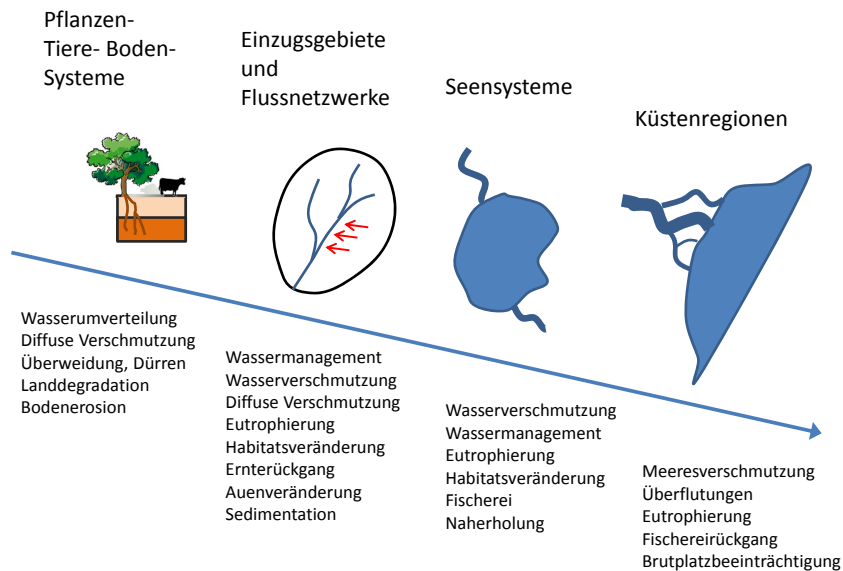
Ein zentrales Ziel der Dissertation ist die ökohydrologische Modellierung des Wasserhaushaltes (Wassermenge) und der Wasserqualität der wichtigsten Zuflüsse des in den sommerfeuchten Tropen gelegenen Thi Vai Ästuars in Vietnam. Daher wird zunächst der Begriff Ökohydrologie erläutert und die Arbeit in das Forschungsfeld der Ökohydrologie thematisch eingeordnet (Kapitel 2.1). Anschließend wird ein Überblick über die wichtigsten Prozesse des Wasserkreislaufes und bedeutender Nährstoffkreisläufe im Boden und im Gewässer gegeben (Kapitel 2.2). Abschließend erfolgt eine vergleichende Darstellung über den aktuellen Stand der ökohydrologischen Modellierung bzw. der hydrologischen Wasserqualitätsmodellierung auf der Einzugsgebietsskala (Kapitel 2.3).

### 2.1 Der Begriff Ökohydrologie und thematische Einordnung der Arbeit

Der Begriff „Ökohydrologie“ wird in der Literatur unterschiedlich definiert. Die thematische Abgrenzung der Ökohydrologie sowie eine Diskussion des Begriffes Ökohydrologie ist in den umfassenden Reviewartikeln von [Hannah et al. \(2004\)](#), [Hannah et al. \(2007\)](#) und [McClain et al. \(2012\)](#) zu finden. Nach der Definition des UNESCO Ecohydrological Programms wird die Ökohydrologie als „Integrative Forschungsdisziplin“ betrachtet, die an der Schnittstelle zwischen hydrologischen, geochemischen und ökologischen Prozessen in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen oder auf der Flusseinzugsgebietsebene forscht. Die Ökohydrologie setzt sich insbesondere mit den Wechselwirkungen und Rückkopplungsprozessen zwischen hydrologischen und ökologischen Zustandsgrößen auseinander. Im weitesten Sinne verfolgt sie dabei das Ziel einer Integration von hydrologischem und ökologischem Verständnis als Basis für ein nachhaltiges Boden-, Landnutzungs- und Wasserressourcenmanagement im aquatischen und terrestrischen Ökosystemen oder auf der Flusseinzugsgebietsebene ([Müller et al., 2014](#)). Eines der zentralen Prinzipien der Ökohydrologie ist das der „dual regulation“, nach welchem die Hydrologie einen Einfluss auf die Biota hat, und vice versa, die Hydrologie durch die Biota reguliert wird ([Zalewski et al., 1997](#); [Zalewski et al., 2004](#)). Die Ökohydrologie ist als verbindende Disziplin zwischen der Biotik und Abiotik von Landschaftssystemen in ihrer thematischen Ausrichtung und Methodik äußerst vielfältig. Nach [Müller et al. \(2014\)](#) lässt sich die ökohydrologische Forschung in vier thematische bzw. systematische Schwerpunkte kategorisieren:

1. Pflanzen-Tiere-Boden-Systeme auf der Landoberfläche ohne direkten Anschluss an ein ausgeprägtes Flusssystem
2. Mesoskalige Landschaftssysteme bzw. Einzugsgebiete und ihre Flussnetze mit ihren ober- und unterirdischen Fließ-, Transport-, Umsatz- und Wachstumsprozessen
3. Seensysteme
4. Küstenregionen und tidebeeinflusste Flussunterläufe einschließlich der salzwasserhaltigen Grundwasserströme und Feuchtgebiete

Nach Müller et al. (2014) bezieht sich die Einordnung dieser vier Themenschwerpunkte nicht zwangsläufig auf abgrenzende räumliche Skalen, sondern dient zur thematischen Systematisierung der dominanten ökohydrologischen Interaktionen und der sich daraus ergebenden oftmals negativen Umwelteinflüsse (Abbildung 2.1). Diese Arbeit ist somit thematisch in Gruppe 2 einzuordnen, welche sich mit der ökohydrologischen Modellierung auf der Flusseinzugsgebietsebene befasst.



**Abb. 2.1:** Schematisierung ökohydrologischer Forschungsschwerpunkte und ihrer Umweltbelange (verändert nach Müller et al. (2014)).

Aus den in Abbildung 2.1 aufgeführten Umweltbelangen der ökohydrologischen Modellierung auf der Flussgebietsskala sind die Wasserbilanz bzw. der Wasserkreislauf in Rückkopplung mit Pflanzenwachstum und Stofftransport sowie die Belastung der Gewässer durch punktuelle und diffuse Quellen und deren Auswirkung auf die Wasserqualität besonders relevante Aspekte dieser Arbeit.

## 2.2 Wasser- und Nährstoffkreisläufe in Einzugsgebieten

Es wird davon ausgegangen, dass diese Dissertationsschrift auch von Hydrologen, Wasserwirtschaftlern und Hydraulikern mit eher wenig Kenntnis zur Wasserqualität gelesen wird. Aus diesem Grund werden nachfolgend relevante Prozesse der Wasserqualität, wie z.B. der Kreislauf von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden und Gewässer, ausführlich beschrieben. Diese Beschreibungen unterstützen das Verständnis für die Modellentwicklung, die in Kapitel 4 beschrieben ist.

Die Wasserqualität eines Gewässers steht in einer engen und komplexen Verbindung mit der Wasserquantität. Die Natur dieser Verbindung ist stark von dem individuellen Einzugsgebiet und dem Typ des aquatischen Ökosystems abhängig. Eine Änderung der



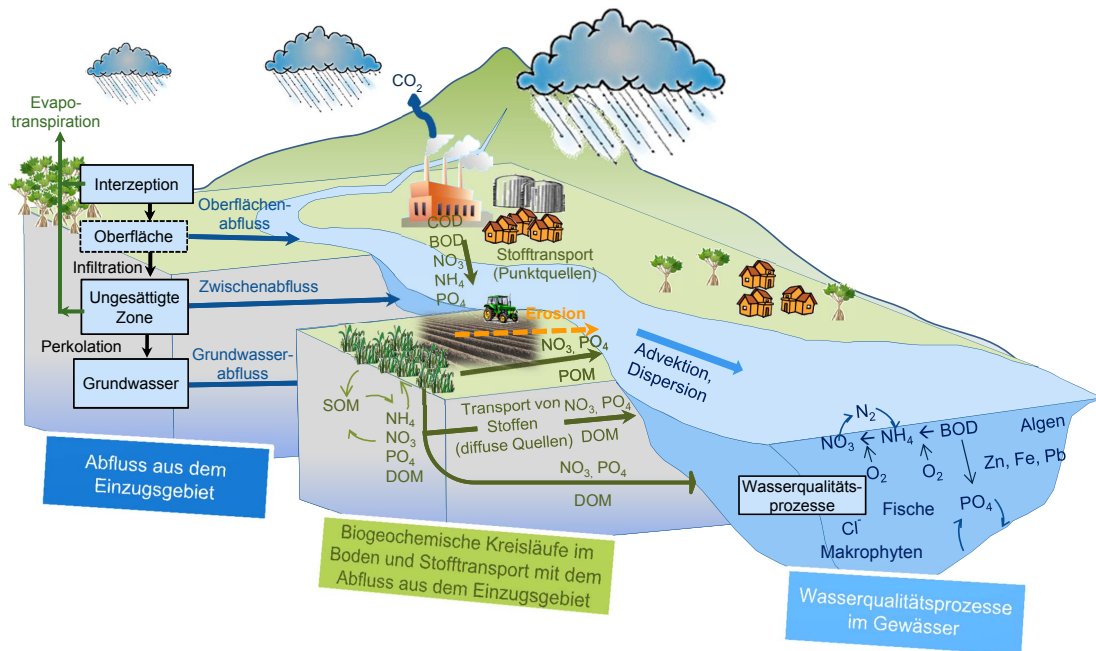
Wasserquantität oder -qualität kann zu einer Änderung der Artenzusammensetzung und der Anzahl an Organismen führen, die in dieser veränderten Umgebung überleben können. Dies kann somit zu einer Änderung der Struktur und der Funktion von Ökosystemen führen (DSEWPC, 2013).

Eine gute bzw. ausreichende Wasserquantität und -qualität ist nicht nur erforderlich, um die Gesundheit und Funktionalität von Ökosystemen zu gewährleisten, sondern ist auch von großer Bedeutung für den Menschen als Wasserverbraucher. Die Verfügbarkeit und Versorgung mit sauberem Wasser ist einer der wichtigsten Grundbausteine für die Entwicklung von ökonomischen und gesellschaftlichen Strukturen. Die Verfügbarkeit und Versorgung mit sauberem Wasser bestimmt die Fähigkeit einer Region, ihre Bewohner und (Primär-)Industrien, wie z.B. Landwirtschaft (inkl. Bewässerung), Fischerei oder produzierendes Gewerbe, zu tragen. Durch eine Verringerung der Wasserquantität und -qualität können ökologische Werte und Leistungen, wie z.B. die Trinkwasserqualität, Primärindustrien (z.B. Landwirtschaft, Fischerei oder Forstwirtschaft) oder Freizeit- und ästhetische Werte, in Mitleidenschaft gezogen werden. Historisch gesehen hat die Verfügbarkeit von Wasser die geografische Verteilung der menschlichen Bevölkerung sowie deren Lebensart und Kultur geprägt (DSEWPC, 2013).

Die zeitliche Variabilität der Wasserquantität hat einen starken Einfluss auf die Wasserqualität eines Gewässers (Poff et al., 1997). Die Art der Verbindung zwischen Wasserquantität und -qualität ist sehr komplex und stark von den charakteristischen Eigenschaften eines Einzugsgebietes abhängig. Die Wasserqualität eines Gewässers wird maßgeblich durch die drei folgenden hydrologischen Eigenschaften eines Einzugsgebietes geprägt. Diese haben einen Einfluss auf die tägliche sowie saisonale Variabilität der Wasserqualität (DSEWPC, 2013):

- die Quelle des Wassers : z.B. Schmelzwasser, Niederschlag bzw. Oberflächenabfluss, Grundwasserzufluss, Bewässerungs- und Drainagewasser, Abfluss aus Stauhaltungen, Zustrom durch Tide, punktuelle Quellen
- die hydrologische Variabilität im Zusammenhang mit dem Abflussregime: Höhe, Zeitpunkt, Häufigkeit und Dauer bestimmter Abflusszustände
- Transformations- und Retentionsprozesse im Boden, Grundwasser und Gewässer: z.B. Advektion, Dispersion, Sedimentation, Resuspension, Sorption, biogeochemische Transformation

Im Folgenden soll genauer auf diese drei Punkte eingegangen werden. Hierzu ist selbsterklärend ein Flusseinzugsgebiet mit seinen bedeutendsten Wasser- und Stoffflüssen sowie Verschmutzungsquellen in Abbildung 2.2 dargestellt.



**Abb. 2.2:** Schematische Darstellung eines Flusseinzugsgebietes mit seinen bedeutendsten Wasser- und Stoffflüssen sowie Verschmutzungsquellen. Weitere Gewässertypen, wie z.B. Seen oder Talsperren und anthropogen geprägte Abflusspfade, wie z.B. Drainagen, sind hier nicht dargestellt.

### 2.2.1 Der Wasserkreislauf, Verschmutzungsquellen und Eintragspfade in Einzugsgebieten

Die Wasserqualität eines Gewässers steht in enger Verbindung mit der Wasserquantität und –qualität der dominanten Quellen des zuströmenden Wassers. Des Weiteren ist der relative Anteil dieser Quellen an dem Gesamtzufluss und deren zeitlichen Variabilität von großer Bedeutung für die Wasserqualität des Gewässers. Natürliche Quellen umfassen Schmelzwasser, Niederschlagswasser bzw. Oberflächenabfluss und Grundwasserzufluss sowie den tidebedingten Zustrom in küstennahen Gewässern. Durch menschliche Eingriffe kann die Quantität, Qualität und Verteilung zwischen diesen natürlichen Quellen verändert werden. Zusätzliche Quellen, wie das Aufkommen von Bewässerungs-/Drainagewasser, Abfluss von Stauhaltungen sowie punktuellen und diffusen Schmutzwassereinleitungen, können hinzukommen. Jede dieser Quellen kann große Unterschiede in der Wasserqualität aufweisen, welche wiederum eine Funktion der Höhe, Topografie, des Bodentyps oder der Vegetation sein kann (DSEWPC, 2013; Ritter and Shirmohammadi, 2001).

Der Einfluss des Menschen auf die Wasserquellen und die Landnutzung im Einzugsgebiet hat nicht nur Auswirkungen auf den Wasserkreislauf im Einzugsgebiet, sondern auch auf die Wasserqualität der unterschiedlichen Wasserquellen (Baker, 2003; Seitzinger et al., 2005; Smith et al., 2003). Die Wasserqualität in einem Einzugsgebiet steht in direktem Zusammenhang mit folgenden charakteristischen Eigenschaften eines Einzugsgebietes (DSEWPC, 2013):

- Anteil und Intensität der landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie der Art der Bewirtschaftung im Einzugsgebiet, z.B. dominante Feldfrüchte und Anbauzyklen, Düngepraktiken oder die Viehbesatzdichte (Sauer et al., 1999; Young and Huryn, 1999; Byers et al., 2005; Lee et al., 2013).
- Die Bevölkerungsdichte, Grad der Urbanisierung/Industrialisierung und Ausbau und Art der Abwasserabgabe (Walsh, 2000; Brabec et al., 2002; Walsh et al., 2005).
- Die Geologie sowie Bodentyp und -art des Einzugsgebietes (Erosion) (Merritt et al., 2003; Owens and Collins, 2006).

Die Eintragsquellen von Stoffen in ein Gewässer werden im Allgemeinen in zwei Klassen eingeteilt: punktuelle und diffuse Quellen. Die Unterscheidung von punktuellen und diffusen Quellen ist nicht immer eindeutig. So sind in der Literatur zum Teil unterschiedliche Definitionen von diffusen und punktuellen Quellen zu finden (DeCoursey, 1985; DVWK, 1999; Ritter and Shirmohammadi, 2001). In dieser Arbeit erfolgt die Unterteilung nach Chin (2013). Punktuelle Quellen können einem konkretem Einleitungsort, z.B. einem Rohr oder Überlauf, zugeordnet werden. Zu den punktuellen Quellen werden die Einleitungen aus Kläranlagen, industrielle Einleitungen oder Entlastungsbauwerke, wie z.B. Regenüberlaufbecken, gezählt. Diffuse Quellen hingegen umfassen Quellen, deren Einleitungsort nicht eindeutig zugeordnet werden kann oder aus mehreren kleinen und verteilten Einleitungsstellen bestehen. Zu den diffusen Quellen werden somit der Abfluss von landwirtschaftlichen Flächen, Drainagewasser, aber auch der Abfluss von versiegelten Flächen wie, z.B. Parkplätzen, Straßen oder Dächern, sowie das Sickerwasser von Deponien gezählt.

Besonders die diffusen Quellen sind sehr eng mit dem Wasserkreislauf verbunden (siehe Abbildung 2.2). Der Transport von diffusen Schadstoffen wie z.B. erodierten Bodenpartikeln und partikulärer organischer Substanz, Nährstoffen, Salzen, Toxinen, pathogenen Keimen und von anderen Schadstoffen aus dem Einzugsgebiet ist eine direkte Folge von dem Auftreten von Niederschlags- oder Schmelzereignissen. Ein Teil des gefallen Niederschlages wird durch Interzeption von der Vegetation zurückgehalten oder gelangt durch Evaporation als Wasserdampf zurück in die Atmosphäre. Ein Teil des Niederschlages, der die Bodenoberfläche erreicht, wird infiltrieren und der übrige Teil wird Oberflächenabfluss bilden. Der infiltrierte Niederschlag kann durch Pflanzen transpiriert werden, den Bodenwasserspeicher anreichern, lateralen Abfluss bilden, oder zum Grundwasser perkolieren. Die Aufteilung des Niederschlages auf diese unterschiedlichen abflussbildenden Prozesse ist eine Funktion von verschiedenen, zum Teil dynamischen Eigenschaften des Einzugsgebiets, wie der Bedeckung durch Vegetation, der Bodenfeuchte, der Bodentextur und dem Gefälle sowie der Intensität und Dauer des Niederschlagsereignisses selbst (Ritter and Shirmohammadi, 2001).

Eine zunehmende Urbanisierung beeinflusst sowohl die Abflussdynamik als auch die Wasserqualität. In stark urbanisierten Einzugsgebieten wird die Abflusskonzentrationszeit verringert. Als Konsequenz steigt die Abflussganglinie steiler an und fällt steiler ab und

es treten größere Abflüsse mit einer höheren Frequenz auf. Primär ist dafür die Zunahme von versiegelten Flächen in Verbindung mit einer direkten Abfuhr des Abflusses in Kanalnetzen verantwortlich (Walsh et al., 2005). In verschiedenen Studien wird daher der Anteil versiegelter Flächen am Einzugsgebiet (TImp) als Indikator für Änderungen in der Hydrologie und der Wasserqualität genommen. In den meisten Studien wird ein TImp von  $\approx 10\%$  als Grenzwert für einen negativen Einfluss auf die Hydrologie und der Wasserqualität benannt. Ab einem TImp von über 30% ist mit gravierenden Folgen zu rechnen (Booth et al., 2004; Walsh et al., 2005; Chin, 2013).

Die Geologie sowie Bodentyp und -art des Einzugsgebietes haben ebenfalls einen Einfluss auf die Wasserqualität im Einzugsgebiet. So wird z.B. der pH-Wert in Gewässern naturbelassener Einzugsgebiete maßgeblich von dem Vorkommen saurer magmatischer oder kalkreicher Ausgangsgesteine bestimmt (Uhlmann and Horn, 2001). Neben dem generellen Einfluss der Bodenart auf die Infiltration und andere abflussbildende Prozesse, kann z.B. das Vorkommen leicht erodierbarer Tonböden zu einer erhöhten Trübung und dem verstärktem Eintrag partikulär gebundener bzw. sorbierter Schadstoffe führen (Owens and Collins, 2006). Die Bodenerosion steht in direktem Zusammenhang mit der Landnutzung und Bewirtschaftungsart, insbesondere mit der Rodung von Wäldern (Wallbrink, 2004; Zheng et al., 2005). Man unterscheidet zwischen flächenhafter Erosion und linienhaften Erosionsformen (Rillen oder Gullies), sowie der Ufererosion. Alle Formen der Erosion werden durch geringe Bodenbedeckung, Trockenheit und intensive Regenereignisse sowie durch leicht erodierbare Böden begünstigt (Merritt et al., 2003). In Einzugsgebieten, in denen landwirtschaftlich genutzte Flächen dominieren, ist die Bodenerosion häufig einer der bedeutendsten Eintragungspfade für Sediment, Nährstoffe und Pestizide in die Gewässer (Zheng et al., 2005; Owens and Collins, 2006). Generell sind durch Eingriffe in das natürliche Boden-Pflanzensystem und die Umwandlung in Ackerböden, neben dem verstärktem Austrag von partikulär gebundenen Nährstoffen und organischer Bodensubstanz (eng.: soil organic matter, SOM) durch Erosion, verstärkte Umsatzraten der SOM zu beobachten, wodurch verstärkt  $\text{CO}_2$  freigesetzt wird. Im Allgemeinen kann daher eine Verringerung des C:N Verhältnisses in der SOM von Ackerböden beobachtet werden (Shaffer et al., 2001). Die Retentions- und Umsatzprozesse der Kreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor in Böden werden in Kapitel 2.2.2.1 genauer betrachtet.

Wie in DSEWPC (2013) zusammengefasst, reagiert die Wasserqualität eines Gewässers schnell auf kurzzeitige Änderungen des Abflusses (Poff et al., 1997). Ein Großteil dieser Variabilität in der Wasserqualität kann auf einen Wechsel der dominanten Abflussquelle zurückgeführt werden, z.B. den relativen Anteil an Oberflächen- und Grundwasserabfluss am Gesamtabfluss. Besonders während längerer Trockenzeiten, wie sie häufig in den sommerfeuchten Tropen oder ariden Klimaten auftreten, stellt der Grundwasserabfluss eine bedeutende Abflussquelle dar (Lee et al., 2013). Der Wechsel zwischen verschiedenen Abflusszuständen im Jahresgang ist von großer Bedeutung um die Funktionalität natürlicher Gewässerökosysteme aufrecht zu erhalten (Poff et al., 1997; Bunn and Arthington, 2002).

Zum Beispiel liegen während Niedrigwasser stabile Umweltbedingungen bei oft warmen Temperaturen und günstigen Strahlungsbedingungen vor, welche günstig für die Primärproduktion und die Umsetzung von Nährstoffen sind. Während Hochwasserereignissen können Toxine verdünnt oder aus dem System gespült werden, und Nährstoffe und partikuläre organische Substanz werden als Energiequelle für heterotrophe Organismen in das System eingetragen (Butler, 2008).

Extreme Niedrig- oder Hochwasserzustände haben oft auch besonders extreme Wasserqualitätszustände zur Folge (DSEWPC, 2013). Auch wenn diese extremen Abflusszustände meistens nur eine geringe Auftretenswahrscheinlichkeit aufweisen, sind die Auswirkungen oft mit einer zeitweise starken Einschränkung der Nutzbarkeit von Fließgewässern, Seen oder Reservoirs, z.B. als Trinkwasserquelle, verbunden. Extreme oder ausgedehnte Niedrigwasserphasen können zu extremen Wassertemperaturen, kritischen Sauerstoffverhältnissen, thermischen oder salinen Schichtungen der Wassersäule, zur Evapokonzentration von gelösten und partikulären Stoffen (Toxinen) und zu Algenblüten führen. Extreme Hochwasserereignisse können eine verstärkte Erosion im Einzugsgebiet bewirken, was zu hohen Sediment-, Nährstoff- und Toxin-Einträgen führen kann (Ritter and Shirmohammadi, 2001). Eine weitere Folge kann das Überlaufen von Kanalisationen und Kläranlagen sein, was zu einer verstärkten Belastung der Gewässer mit organischen Substanzen, pathogenen Keimen, Nährstoffen und Toxinen führt (Chin, 2013). Auf die Retentions- und Umwandlungsprozesse der Wasserqualitätsparameter Algen, gelöstem Sauerstoff, Stickstoff und Phosphor wird nachfolgend näher eingegangen.

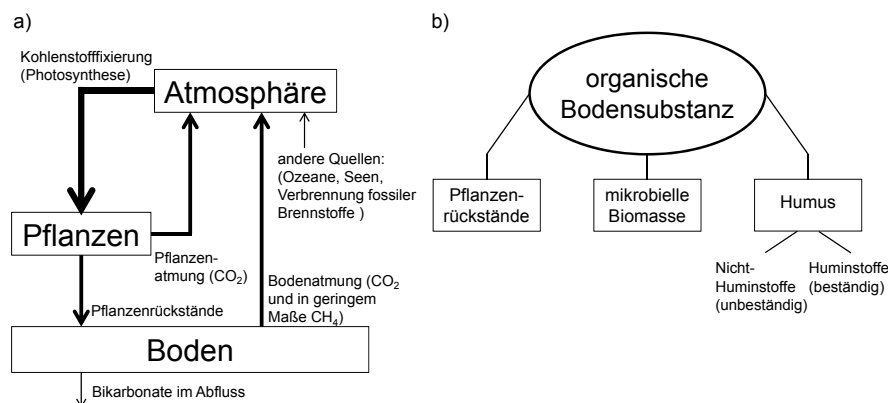
### 2.2.2 Der Kreislauf von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden

Die Retentions- und Umsatzprozesse in Böden haben einen starken Einfluss auf den Stofftransport und die zeitliche Dynamik der Wasserqualität im Einzugsgebiet. In diesem Kapitel wird ein Überblick über die wesentlichen Zusammenhänge und Prozesse der Kreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden gegeben. Für eine weiterführende Darstellung sei z.B. auf Benbi and Nieder (2003), Nieder and Benbi (2008) oder Paul (2014) verwiesen. Die folgende Darstellung der Kreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden bezieht sich primär auf „Hochland“-Böden (eng.: Upland Soils), die den Großteil der globalen landwirtschaftlich genutzten Böden und Waldböden ausmachen und sich in ihrer Nährstoffdynamik stark von Böden in Feuchtgebieten unterscheiden. Aufgrund ihrer geringen Zersetzungsrate infolge von hoher Wassersättigung der Böden in Verbindung mit einem niedrigen Redoxpotential stellen Feuchtgebiete oft Senken für organisch gebundenen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor dar. Die oberste Bodenschicht ist vergleichsweise mächtig, von dunkler Färbung und besteht überwiegend aus kaum zersetzten Pflanzenmaterialien. Aufgrund der besseren Bodenbelüftung sind die Umsatzraten in „Hochland“-Böden im Vergleich zu Böden in Feuchtgebieten wesentlich größer (Nieder and Benbi, 2008).



### 2.2.2.1 Kohlenstoffkreislauf im Boden und SOM

Obwohl der Anteil des Bodenkohlenstoffs am globalen Kohlenstoffkreislauf gering ist, sind die Umsatzraten des Bodenkohlenstoffs vergleichsweise schnell und machen den Kohlenstoffkreislauf im Boden zu einem nahezu geschlossenen Kreislauf. Global gesehen ist die im Boden gespeicherte Kohlenstoffmenge größer als die in der Atmosphäre und in der Vegetation gespeicherte Kohlenstoffmenge zusammen. Im Rahmen der Photosynthese nehmen Pflanzen atmosphärisches  $\text{CO}_2$  auf. Ein Teil des aufgenommenen Kohlenstoffs wird von den Pflanzen durch Respiration wieder freigesetzt, während ein anderer Teil assimiliert wird und später in Form von pflanzlicher Streu in den Boden gelangt und Teil der organischen Bodensubstanz wird (SOM) (Abbildung 2.3 a). SOM ist eine komplexe Mixtur aus verschiedenen organischen Substanzen. Die Hauptbestandteile sind pflanzliche Residuen, mikrobielle Biomasse und Humus (Abbildung 2.3 b) (Porporato et al., 2003).



**Abb. 2.3:** a) Eine vereinfachte Darstellung des Kohlenstoffkreislaufes in dem System Boden-Pflanze-Atmosphäre (die Dicke der Pfeile und die Breite der Kästchen zeigt die relative Bedeutung der Flüsse und Systemvariablen im System an) und b) Schematische Darstellung der Hauptbestandteile der organischen Bodensubstanz (SOM) (verändert nach Porporato et al. (2003)).

Die Umsatzraten der einzelnen SOM Komponenten variieren beträchtlich. Während der Umsatz von Pflanzenmaterialien und frischer SOM nur wenige Stunden bis Wochen dauert, kann die Zersetzung labiler SOM Jahre bis Jahrzehnte und die Zersetzung von stabiler SOM mehrere tausend Jahre dauern (Shaffer et al., 2001). Die Dekomposition und Mineralisation von SOM erfolgt maßgeblich durch die enzymatische Oxidation mittels Mikroorganismen, wodurch anorganische Nährstoffe (z.B. Phosphat und Ammonium) sowie  $\text{CO}_2$ , welches an die Atmosphäre abgegeben wird (Bodenrespiration), freigesetzt werden. Während ein Teil des Kohlenstoff durch Respiration freigesetzt wird, werden die einfacheren Kohlenstoffverbindungen durch Mikroorganismen metabolisiert und komplexere schwer zersetzbare Kohlenstoffverbindungen durch die Mikroorganismen zu Humus umgesetzt (Reeder et al., 2000). Um die komplexen Vorgänge bei der Transformation der SOM zu beschreiben, wird die SOM in Modellen häufig in verschiedene konzeptionelle Pools unterteilt, die jedoch nur begrenzt mit messbaren Bestandteilen der

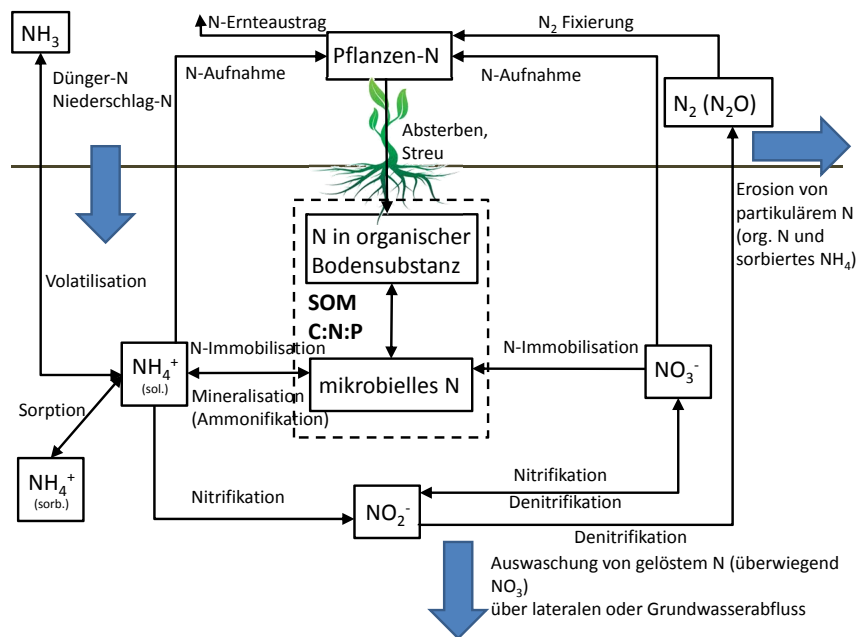
SOM in Übereinstimmung gebracht werden können (Shaffer et al., 2001).

Der Prozess der Dekomposition von SOM ist in einem komplexen Zusammenspiel mit der Mineralisierung und Immobilisierung von Nährstoffen verbunden. Die Dekomposition wird maßgeblich durch das C:N und C:P Verhältnis im Boden und Umweltfaktoren wie Temperatur, Bodenfeuchte und pH-Wert bestimmt. Wenn pflanzliche Residuen in den Boden gelangen und die Umweltbedingungen gut sind, reagiert die mikrobielle Biomasse mit schnellem Wachstum. Sobald die leicht zersetzbaren Anteile der SOM zurückgehen, stirbt auch ein Großteil der Population der mikrobiellen Biomasse ab. Die Dekomposition der Zellen abgestorbener Mikroorganismen ist mit einer Freisetzung von anorganischen Nährstoffen assoziiert (Porporato et al., 2003). Da ein Großteil der pflanzlichen Residuen über oder nahe der Bodenoberfläche in den Boden gelangt, reichert sich die SOM für gewöhnlich in den oberen Bodenschichten an. Im Allgemeinen ist festzustellen, dass unter ähnlichen klimatischen Verhältnissen der Gehalt an SOM in Böden unter Grasland höher und in die Tiefe gleichmäßiger verteilt ist als unter Waldböden (Sobecki et al., 2000). Ein relativ hoher Anteil der pflanzlichen Residuen unter Grasland besteht aus abgestorbenen Wurzeln, welche im Allgemeinen langsamer zersetzt werden und besser zum Humusaufbau beitragen als Blätter-Streu in Wäldern (Povirk et al., 2000; Reeder et al., 2000).

#### 2.2.2.2 Stickstoffkreislauf im Boden

Stickstoff ist ein essentieller Nährstoff für Pflanzen und andere Organismen. Der Bodenstickstoff ist überwiegend in der organischen Bodensubstanz gebunden und somit vor einem Austrag aus dem Boden, z.B. durch Wasser, weitestgehend geschützt, ist aber auch für die Vegetation nicht verfügbar (Porporato et al., 2003). Neben den organischen Stickstoffformen tritt Stickstoff in Form von gelösten anorganischen Stickstoffformen ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) und gasförmigen anorganischen Stickstoffformen ( $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_3$ ) auf. Pflanzen nehmen Stickstoff überwiegend in Form von  $\text{NH}_4$  und  $\text{NO}_3$  auf, welche durch die Dekomposition von SOM freigesetzt werden. Der Stickstoffkreislauf ist somit eng mit dem Kohlenstoffkreislauf verbunden und kann nicht losgelöst von diesem betrachtet werden (Nieder and Benbi, 2008). Der Stickstoffkreislauf in Verbindung mit dem Kohlenstoffkreislauf ist schematisch in Abbildung 2.4 dargestellt. Stickstoffquellen sind Pflanzenresiduen, organischer und anorganischer Dünger, biologische  $\text{N}_2$ -Fixierung und N-Eintrag durch Niederschlag (trockene und nasse atmosphärische Deposition). Stickstoffverluste im Boden entstehen durch Erosion und lateralen Abfluss, Auswaschung, Volatilisation von  $\text{NH}_3$  und Denitrifikation sowie Ernteabfuhr (Benbi and Nieder, 2003).

Die Freisetzung von anorganischen Nährstoffen durch die Zersetzung von SOM wird als Mineralisierung bezeichnet, in Bezug auf die Mineralisierung von Ammonium wird von Ammonifikation gesprochen. Jährlich werden etwa 1,5-3,5% des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden, in Abhängigkeit von Umweltfaktoren wie z.B. Temperatur, Bodenfeuchte und pH-Wert mineralisiert. Die günstigsten Bedingungen für die Minerali-

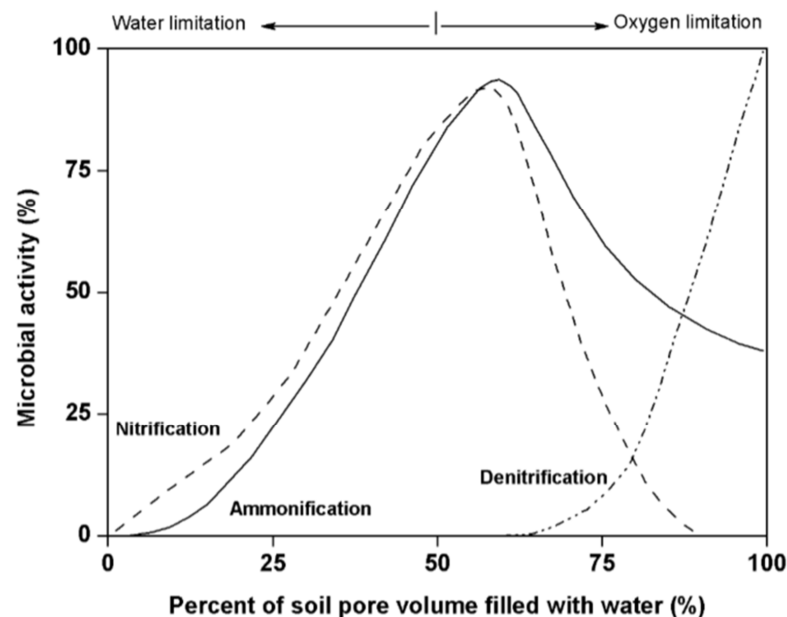


**Abb. 2.4:** Vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufes im Boden (verändert nach [Nieder and Benbi \(2008\)](#) und [Paul \(2014\)](#)).

sierung von organischer Substanz liegen bei einer Temperatur von 20-30°C und kommen bei Temperaturen unter 5°C und über 50°C nahezu zum Erliegen. Der optimale pH-Wert für die Mineralisierung liegt bei 7 und klingt unter sauren und stark basischen Bedingungen schnell ab. Der optimale Bodenwassergehalt für die Mineralisierung liegt im Bereich der Feldkapazität (Abbildung 2.5). Der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Mineralisierung ist dadurch gegeben, dass bei steigender Bodenfeuchte die Dekomposition durch aerobe Bakterien gehemmt wird. Bei sinkender Bodenfeuchte wird die Diffusion von Substrat zu den Bakterien verringert. Zusätzlich sind enzymatische Prozesse von Bedeutung, die durch geringen interzellulären Druck gehemmt werden ([Porporato et al., 2003](#)). Wenn kohlenstoffreiche Pflanzenresiduen (z.B. Weizen-Stroh C:N≈80) aufgebracht werden, ist in den Residuen nicht genügend Stickstoff vorhanden, um den stöchiometrischen Bedarf für mikrobielles Wachstum zu decken (C:N≈6-8). Die Folge ist eine vorübergehende Immobilisierung von anorganischen Stickstoffverbindungen aus der Bodenlösung, welche dann für eine Aufnahme durch Pflanzen nicht mehr zur Verfügung stehen, aber auch nicht durch Auswaschung ausgetragen werden können. Kann der Stickstoffbedarf der Mikroorganismen nicht gedeckt werden, ist eine Hemmung der Dekomposition die Folge. Der immobilisierte Stickstoff wird mit dem Absterben der mikrobiellen Biomasse zeitlich verzögert wieder freigesetzt. Im Allgemeinen wird die Zersetzung von pflanzlichen Residuen mit einem C:N größer 25-30 zu einer vorübergehenden Immobilisierung von Nährstoffen führen, während niedrigere C:N Verhältnisse zu einer Mineralisierung von Nährstoffen führen ([Shaffer et al., 2001](#); [Nieder and Benbi, 2008](#)).

Die Umwandlung von  $NH_4$  zu  $NO_3$  wird als Nitrifikation bezeichnet und erfolgt





**Abb. 2.5:** Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Aktivität von Mikroorganismen in Bezug auf verschiedene Prozesse des Stickstoffkreislaufes (aus [Batlle-Aguilar et al. \(2011\)](#) verändert nach [Linn and Doran \(1984\)](#)).

durch bestimmte autotrophe Mikroorganismen wie *Nitrosomonas* und *Nitrobacter*. Der erste Schritt, die Nitrifikation, ist die Oxidation von Ammonium zu Nitrit (*Nitrosomonas*). Im zweiten Schritt, der Nitratation, wird Nitrit zu Nitrat oxidiert (*Nitrobacter*). Es kann ein starker Rückgang der Nitrifikation bei pH-Werten kleiner 6 und größer 8 beobachtet werden ([Boer and Kowalchuk, 2001](#)). Ähnlich wie die Ammonifikation weist die Nitrifikation ein Maximum bei einem Bodenwassergehalt im Bereich der Feldkapazität auf (Abbildung 2.5) ([Cabon et al., 1991](#)).

Der Prozess der Denitrifikation führt zur Umwandlung von  $\text{NO}_3$  und  $\text{NO}_2$  zu  $\text{N}_2$  unter anaeroben Bedingungen und zur Bildung von  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}_x$  unter unvollständig anaeroben Bedingungen. Der Prozess wird überwiegend durch fakultativ anaerobe Bakterien durchgeführt, die bei der Abwesenheit von Sauerstoff organische Kohlenstoffverbindungen oxidieren und Stickoxide reduzieren ([Paul, 2014](#)). Unter geeigneten Bedingungen, wenn der Boden eine hohe Sättigung nach einem Regenereignis erreicht und ausreichend Nitrat und eine geeignete Kohlenstoffquelle vorliegt, kann die Denitrifikation sprunghaft ansteigen und rasch voranschreiten (Abbildung 2.5) ([Xu et al., 1998](#)).

Der Verlust von  $\text{NH}_3$  durch Volatilisation ist einer der wenigen Prozesse, der nicht maßgeblich durch Mikroorganismen beeinflusst wird. Gasförmiges  $\text{NH}_3$  steht im Gleichgewicht mit dem  $\text{NH}_4$  in der Bodenlösung. Die Reaktion ist stark pH-Wert abhängig. Volatilisation tritt verstärkt auf, wenn ammoniumhaltige mineralische Dünger und Mist oder Gülle auf der Bodenoberfläche ausgebracht werden. Die Volatilisation von  $\text{NH}_3$  wird durch pH-Werte  $>8,5$  sowie hohen Temperaturen und Wind begünstigt ([Shaffer et al., 2001](#)).

Die Auswaschung von Stickstoff aus der Wurzelzone ist ein bedeutender Austragspfad

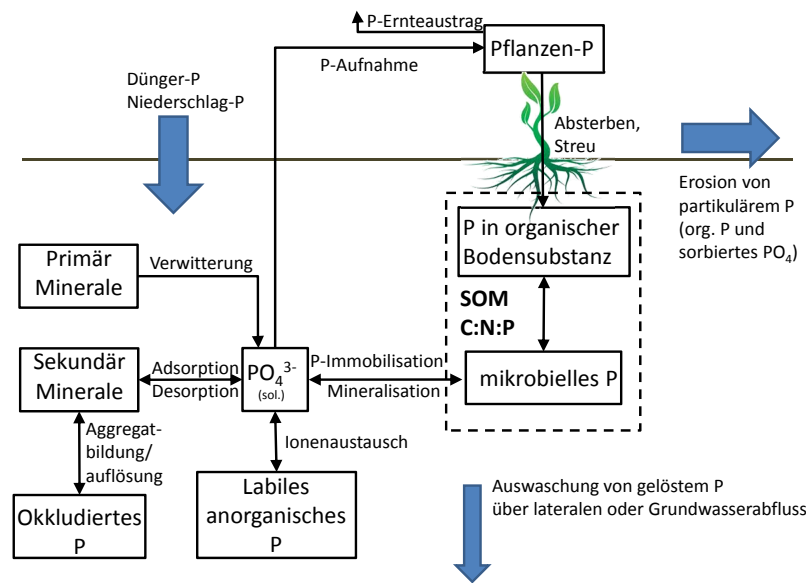
für Stickstoff und kann zu einer übermäßigen Belastung des Grundwassers und Gewässern führen und erfolgt dominant in der Form von Nitrat. Nitrat ist in Wasser stark löslich und wird leicht mit dem perkolierenden Wasser transportiert, da es aufgrund seiner negativen Ladung für gewöhnlich kaum an der Bodenmatrix von permanent negativ geladenen Böden sorbiert. Im Gegensatz dazu kann die Auswaschung von Nitrat durch die variable Ladung in stark verwitterten Böden in subtropischen und tropischen Regionen verringert werden (Bellini et al., 1996; Qafoku et al., 2000). Der Grad der Nitratauswaschung kann in Abhängigkeit der Bodenart, des Klimas und der Bewirtschaftung stark variieren. Im Allgemeinen wird Nitrat aus sandigen Böden schneller ausgewaschen als aus schluffigen oder tonigen Böden (Nieder and Benbi, 2008).

Die Aufnahme von Stickstoffverbindungen durch Pflanzen stellt eine bedeutende Senke im Stickstoffkreislauf dar und kann für Ackerpflanzen Werte von 50 bis über  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  annehmen. Viele Farmer neigen dazu, große Mengen an N-Dünger aufzutragen, um sicherzustellen, dass ihre Ackerpflanzen ausreichend mineralischen Stickstoff zur Verfügung haben und keine Mangelerscheinungen aufweisen. Jedoch wird durch diese Praxis die Gefahr der N-Auswaschung und Ausgasung erhöht (Nieder and Benbi, 2008).

### 2.2.2.3 Phosphorkreislauf im Boden

Stickstoff und Phosphor (P) sind die Elemente, die die biologische Produktivität in Böden am häufigsten limitieren (Paul, 2014). Während eine der natürlichen Hauptquellen für Bodenstickstoff aus der Atmosphäre stammt, ist im Falle des Phosphors die Verwitterung von Gestein die Hauptquelle. Diese ist somit endlich (Walker and Syers, 1976). Der Phosphorkreislauf im Boden ist in Abbildung 2.6 dargestellt. Im Gegensatz zu Kohlenstoff und Stickstoff ist der P-Kreislauf weniger stark durch mikrobielle Umsatzprozesse geprägt, da keine biologisch katalysierten Flüsse aus und zur Atmosphäre erfolgen und auch keine P-Verbindungen als Energiequelle für die mikrobielle Oxidation genutzt werden. Analog zum Stickstoffkreislauf, spielen Mikroorganismen eine bedeutende Rolle in der Um- und Freisetzung von organisch gebundenem Phosphor im Zusammenspiel mit der Mineralisierung und Immobilisierung von anorganischem Phosphor. Phosphorquellen sind Pflanzenresiduen, organischer und anorganischer Dünger und die Deposition von Staub. Phosphorverluste im Boden entstehen durch Erosion und lateralen Abfluss sowie Ernteabfuhr (Paul, 2014).

Die Konzentration von ortho-Phosphat ( $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$ ,  $\text{HPO}_4^{-2}$  oder  $\text{PO}_4^{-3}$ ) in der Bodenlösung überschreitet selten  $0,1 - 1 \text{ g g}^{-1}$  und stellt weniger als 1% des gesamten Boden-P dar. Gelöstes Phosphat wird in sauren Böden schnell in Form von Eisen- oder Aluminiumphosphaten gefällt, während in basischen Böden eine Fällung maßgeblich durch Calciumionen erfolgt. Des Weiteren sorbiert gelöster Phosphor an Eisen- und Aluminiumoxide und an die Oberfläche von Tonpartikeln. Die höchste P-Verfügbarkeit liegt bei einem pH-Wert von etwa 6,5 vor, wenn die Aluminium- und Calciumfällung am



**Abb. 2.6:** Vereinfachte Darstellung des Phosphorkreislaufes im Boden (verändert nach Paul (2014)).

geringsten ist (Boyd, 2000). Die geringe Löslichkeit macht Phosphor zu einem der Hauptnährstoffe, der das Pflanzenwachstum limitiert. Daher ist eine regelmäßige Düngung mit löslichen P-Formen nötig. Diese muss jedoch höher sein als die eigentlich erforderliche Menge, da nur ein Teil von den Pflanzen genutzt werden kann und der Rest in unlöslichen Formen immobilisiert wird (Paul, 2014).

Der organisch gebundene Phosphor nimmt in den meisten Böden etwa 30-50% des gesamten Phosphors ein. Analog zu Stickstoff wird der Grad der Mineralisierung, bzw. Immobilisierung von Phosphor durch das C:P Verhältnis des organischen Substrates und durch die Verfügbarkeit von anorganischem P in der Bodenlösung bestimmt. Im Allgemeinen führt ein C:P Verhältnis des organischen Substrates von weniger als 200 bis 300 zu einer Netto-Mineralisierung von Phosphor. Ist das C:P Verhältnis höher als 200 bis 300 erfolgt eine Netto-Immobilisierung (Paul, 2014). Im Gegensatz zu dem C:N Verhältnis der mikrobiellen Biomasse, welches in einem relativ engem Bereich von etwa 3,5 bis 20 und im Mittel bei 8 liegt, kann das C:P Verhältnis eine große Spannweite einnehmen. Das C:P Verhältnis der mikrobiellen Biomasse kann in Abhängigkeit der Streuqualität von ca. 60 bis 800 schwanken (Cleveland and Liptzin, 2007). Das mittlere C:P Verhältnis in ausreichend mit P versorgten Kulturen ist ca. 100, während das C:P Verhältnis in mit P unterversorgten Kulturen im Mittel bei ca. 440 liegt (Scott et al., 2012).

### 2.2.3 Wasserqualitätsprozesse in Gewässern

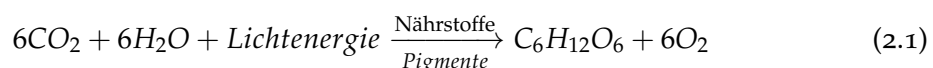
Die Wasserqualitätsprozesse von Algen, gelöstem Sauerstoff und Nährstoffen sind insbesondere über biologische Prozesse eng miteinander verbunden. Wie in dem Kapitel 2.2.1

dargelegt, steht die Wasserqualität eines Gewässers in einem komplexen Verhältnis zur Wasserquantität und –qualität der Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet, dem regionalen Klima sowie der Geometrie und biogeochemischen Transformationsprozessen in dem Gewässer selbst. Die meteorologischen Randbedingungen, biogeochemischen Transformationsprozesse sowie Zufluss und Abfluss unterliegen einer zeitlich hohen Dynamik und sind die dominanten Faktoren, die die Wasserqualität bestimmen. Es ist erforderlich, das komplexe Zusammenspiel dieser Faktoren zu verstehen, um effektive Maßnahmen zu ergreifen und somit die Eutrophierung von Gewässern zu verringern, bzw. zu verhindern (Ji, 2008). Unter Eutrophierung wird dabei die Anreicherung eines Gewässers mit Nährstoffen verstanden. Dessen Folge ist eine übermäßige Primärproduktion, welche häufig von Algenblüten, dem Aufkommen toxischer Substanzen und kritischer Sauerstoffzehrung begleitet wird (Ferrier and Jenkins, 2009). In diesem Abschnitt soll auf grundlegende Wasserqualitätsprozesse im Zusammenhang mit den Parametern Algen, gelöstem Sauerstoff und Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) eingegangen werden. Für eine weiterführende Beschreibung von Wasserqualitätsprozessen in Fließgewässern, stehenden Gewässern und Ästuaren wird auf die umfassenden Arbeiten von Ji (2008), Wetzel (2001), Uhlmann and Horn (2001), Chapra (2008) oder Schönborn (2003) verwiesen.

### 2.2.3.1 Algen im Gewässer

Der Begriff Algen ist nicht genau definiert. Algen stellen kein Taxon im Sinne biologischer Systematik dar, sondern es handelt sich um einen von der Allgemeinheit geprägten Begriff. In Anlehnung an Ji (2008) sollen mit dem Begriff Algen alle eukariontischen, aquatischen pflanzenartigen Lebewesen, die Chlorophyll enthalten und Photosynthese betreiben, bezeichnet werden. Für ihr Wachstum assimilieren Algen Nährstoffe z.B. in Form von Phosphat, Ammonium, Nitrat, Siliziumdioxid oder Kohlenstoffdioxid aus der Wassersäule oder aus dem Sediment und geben Sauerstoff an das Wasser ab. Freischwimmende Algen werden als Phytoplankton und festsitzende Algen als Periphyton bezeichnet. Algen sind Primärproduzenten und bilden gemeinsam mit den Makrophyten, bei denen es sich um höhere aquatische Wasserpflanzen handelt, die Basis für das Nahrungsnetz aquatischer Ökosysteme. Mittels Photosynthese wandeln sie Sonnenenergie in Pflanzenbiomasse um und werden daher als photoautotrophe Organismen bezeichnet (altgr. autotroph - wörtlich: „sich selbst ernährend“ von autos - „selbst“, trophe - „Ernährung“).

Im Verlauf der Photosynthese wird entsprechend Gleichung 2.1 mittels Lichtenergie anorganischer Kohlenstoff, in Form von  $\text{CO}_2$ , zu organischem Kohlenstoff, in Form von Glucose ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ ), reduziert. Als Redoxpartner dient Wasser, welches zu Sauerstoff oxidiert wird, der als Nebenprodukt der Photosynthese abgegeben wird.



Für den Aufbau von Pflanzenbiomasse (Zellsubstanzsynthese) sind neben Lichtenergie, Kohlenstoffdioxid und Wasser noch verschiedene mineralische Nährstoffe von Bedeutung. Die bedeutendsten mineralischen Nährstoffe sind Phosphor und Stickstoff. Neben diesen Nährstoffen sind Schwefel, Kupfer, Kalzium, Magnesium, Eisen, Mangan, Zink, Kupfer, Silizium und Molybdän von größerer Bedeutung (Boyd, 2000). Die Zellsubstanzsynthese kann durch folgende Bruttogleichung 2.2 vereinfacht dargestellt werden.

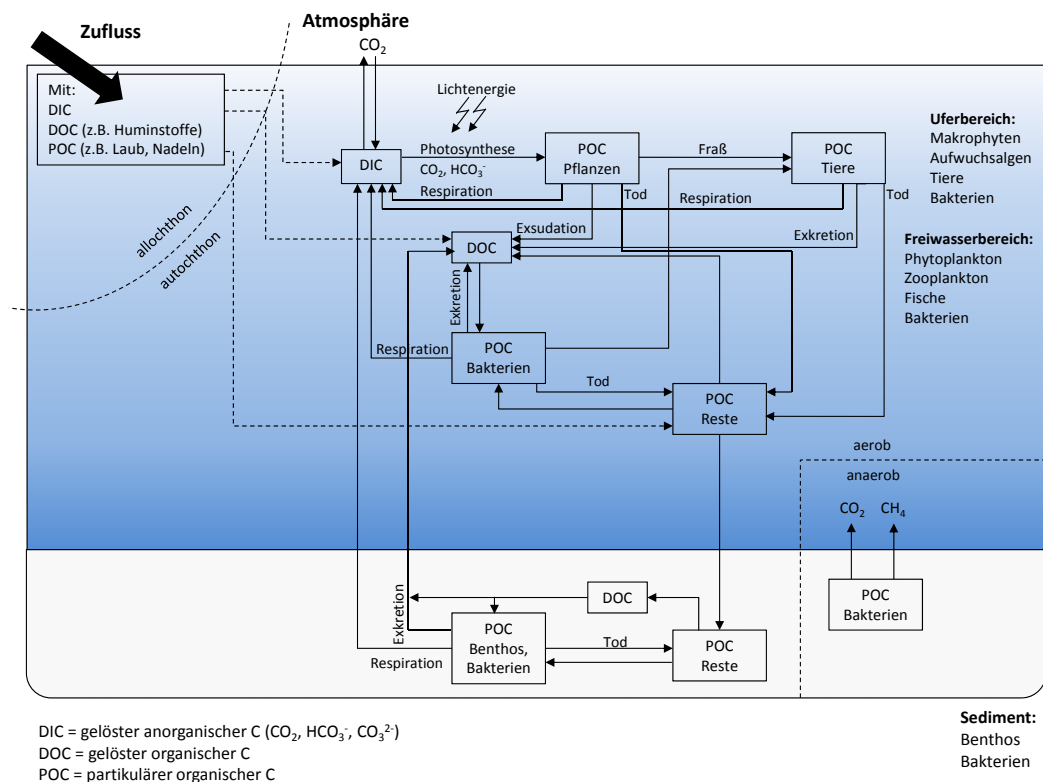


Es werden als mineralische Nährstoffe nur Phosphor und Stickstoff berücksichtigt. Als Ausgangsmaterial für die Zellsubstanzsynthese dienen während der Photosynthese produzierte Kohlenhydrate ( $\text{CH}_2\text{O}$ ) (Uhlmann and Horn, 2001). Das mittlere optimale Atomverhältnis der an der Reaktion beteiligten Elemente C, N, P ist 106:16:1 (Redfield-Verhältnis). Weicht im Außenmedium einer dieser Stoffe stark von diesem Verhältnis ab, gilt er nach dem Minimumgesetz von Liebig als wachstumslimitierend (Maniak, 2010). In den meisten Gewässern wird das Algenwachstum durch die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor bestimmt. In den meisten Flüssen, Seen und anderen Binnengewässern sind die Phosphorkonzentrationen für gewöhnlich sehr gering und stellen den limitierenden Nährstoff dar, während in Ästuaren und Küstengewässern häufig Stickstoff der limitierende Nährstoff ist Wetzel (2001).

Die pflanzliche Biomasse dient als Nahrungsquelle für die Organismen der nächsten trophischen Stufe, welche als Konsumenten bezeichnet werden. Konsumenten sind heterotrophe Organismen (griechisch „sich von anderen ernährend“; von (heteros) = „fremd“, „anders“, (trophe) = „Ernährung“), da die Energie, die sie zum Aufbau von organischer Substanz benötigen, aus bereits synthetisierten organischen Verbindungen beziehen (Uhlmann and Horn, 2001). Zu diesen zählt z.B. das Zooplankton, welches wiederum von höheren Organismengruppen, wie z.B. Fischen konsumiert wird. Abgestorbene Biomasse (autochton) oder organische Substanz aus externen Quellen (allochton) sammelt sich in Folge von Sedimentationsprozessen am Gewässergrund und wird als Detritus bezeichnet. Der Detritus wird primär durch mikrobielle Organismen umgesetzt und mineralisiert, sodass anorganische Nährstoffe dem Nahrungskreislauf wieder zugeführt werden (Abbildung 2.7) (Ji, 2008).

In den meisten Fällen dominiert das Phytoplankton im aquatischen Nahrungsnetz gegenüber dem Periphyton und den Makrophyten, besonders in Seen und Fließgewässern höherer Ordnung, die an Breite und Tiefe zunehmen (Uhlmann and Horn, 2001). Jedoch ist z.B. in schnell fließenden, flachen Fließgewässern mit steiniger Sohle häufig das Periphyton dominant (Ji, 2008), während in Seen mit ausgeprägtem Litoral die Makrophyten dominieren können (Schönborn, 2003).

Häufig kann im Jahresgang in natürlichen Gewässern eine charakteristische Abfolge von Phasen beobachtet werden, die durch unterschiedliche Algenarten dominiert



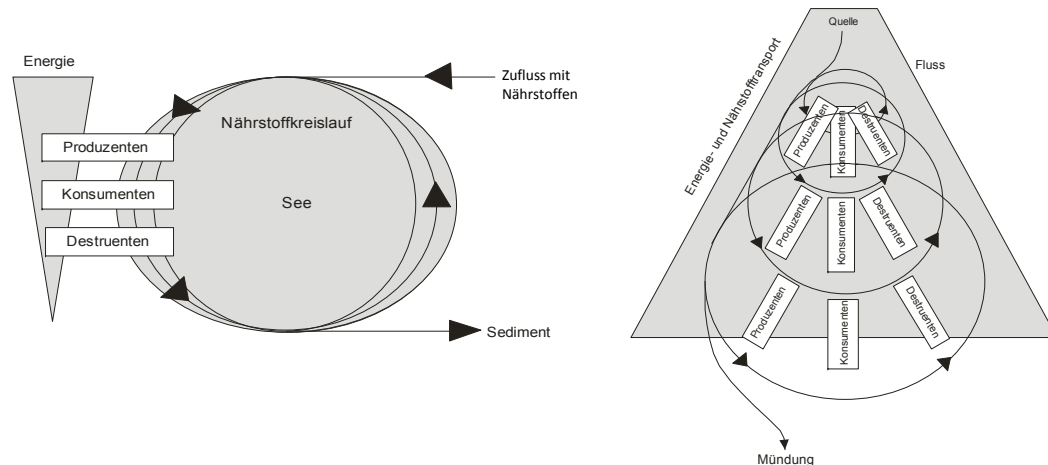
**Abb. 2.7:** Vereinfachte Darstellung des Kohlenstoffkreislaufes in einem Gewässer. Die Photosynthese ist auf die oberste Lichtdurchflutete Wasserschicht beschränkt. Alle anderen Prozesse (mit Ausnahme der im Sediment) sind räumlich nicht fixiert, sofern der Sauerstoffgehalt für die Organismen ausreichend ist (reproduziert nach [Uhlmann and Horn \(2001\)](#)).

werden, welche sich unter sich ändernden Umweltfaktoren, wie z.B. Temperatur, Licht und Nährstoffangebot besser behaupten können. Zum Beispiel ist in den gemäßigten Breiten charakteristischer Weise im Frühjahr ein vermehrtes Aufkommen von Kieselalgen, gefolgt von Grünalgen im Sommer und Blaualgen im Spätsommer und einem erneuten Aufkommen von Kieselalgen im Herbst zu beobachten. Im Falle der Blaualgen handelt es sich eigentlich um Cyanobakterien. Algenblüten in Folge von übermäßigem Cyanobakterienwachstum sind bekannt dafür, neben den üblichen Folgeerscheinungen, wie sekundäre Sauerstoffzehrung, zu einer Belastung mit Toxinen zu führen, die von den Cyanobakterien selbst produziert werden ([Meon and Dichtl, 2010](#)). Einige Cyanobakterienarten sind in der Lage Stickstoff, in Form von N<sub>2</sub>, aus der Luft zu fixieren und können ihre Position in der Wassersäule, in gewissem Maße, durch Absinken und Aufsteigen, verändern und sich somit ungünstigen Umweltbedingungen entziehen, wodurch sie Vorteile gegenüber anderen Algenarten erhalten ([Ji, 2008](#)).

Der beschriebene Kreislauf von Nährstoffen und Energie ist charakteristisch für stehende Gewässer wie Seen, Teiche oder Reservoirs, in denen der vertikale Transfer von Energie und Stoffen eine bedeutende Rolle spielt. Der Wechsel zwischen einem vollständig, oder nur teilweise durchmischten Wasserkörper im Jahresgang in Folge von thermischen Schichtungsprozessen spielt eine bedeutende Rolle im Zusammenhang mit



der vertikalen Verteilung von Stoffen und Energie in stehenden Gewässern und ist abhängig von der geographischen Lage und Höhe (Klapper, 1992). In Fließgewässern erfolgt die Umsetzung und Retention von Nährstoffen zwar in einer ähnlichen Art und Weise wie in stehenden Gewässern, jedoch ist der Nährstoffkreislauf in Strömungsrichtung zu einer „Nährstoffspirale“ auseinandergezogen (Uhlmann and Horn, 2001) (Abbildung 2.8).



**Abb. 2.8:** Vergleich des Flusses von Energie und Stoffen in einem See (links) und einem Fließgewässer (rechts) (reproduziert nach Uhlmann and Horn (2001)).

Der Transfer von Stoffen und Energie ist somit in horizontaler Richtung verzerrt. Die Stoffspirale entsteht durch die Kreislaufnutzung der Nährstoffe in Kombination mit der flussabwärts gerichteten Strömung. Der Stoffkreislauf wird hauptsächlich durch biologische Prozesse bestimmt, d.h. durch Aufnahme, Retention und Abgabe der Stoffe beim Durchlaufen der Nahrungskette. Die Spirale verdeutlicht, dass stromaufwärts gerichtete Rückkopplungen in der Nahrungskette wegen des einseitig gerichteten Wasserstroms kaum möglich sind und eine biologische Regelung somit nur kleinräumig existiert. Zu den Besonderheiten der Fließgewässer gehört somit, insbesondere in der Oberlaufregion, die heterotrophe Prägung. D.h. die überwiegende Nutzung von organischen Substanzen terrestrischen Ursprungs. Fließgewässer sind somit allochton geprägt, während stehende Gewässersysteme überwiegend auf einer internen Remineralisierung von autochton aufgebauten organischer Substanz beruhen (Uhlmann and Horn, 2001).

Auf dieser Betrachtungsweise basiert z.B. auch das Fluss-Kontinuum-Konzept (eng.: River Continuum Concept, RCC) (Vannote et al., 1980). Es basiert auf den Produktions- (Pr) und Respirationsverhältnissen (Res), also dem Verhältnis von autotropher und heterotropher Produktion, von der Quelle bis zur Mündung eines Fließgewässers. Im Oberlauf ist die Primärproduktion aufgrund hoher Beschattung meistens gering und die Respiration dominiert in Folge von einem hohen allochtonem Eintrag organischer Substanzen (Laubfall, Erosion usw.). Das Verhältnis von Produktion zu Respiration ist im Oberlauf somit kleiner als 1. Im Mittellauf nimmt die Beschattung ab und besonders in flacheren Flussbereichen können Makrophyten und Periphyton siedeln. Die autotrophe Produktion überwiegt die heterotrophe Respiration. Im Unterlauf kehrt sich dieses

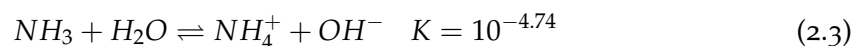
Verhältnis wieder um, da das Gewässer breiter und tiefer wird und die Trübung zunimmt (Uhlmann and Horn, 2001).

Flüsse und Seen sind daher sehr unterschiedliche Ökosysteme. Die folgenden Ausführungen über gelösten Sauerstoff, Stickstoff und Phosphor und die mit diesen Parametern verbundenen Prozesse sind relativ allgemein gehalten und sind immer im Kontext der genannten Aspekte von stehenden und fließenden Gewässern zu sehen.

### 2.2.3.2 Stickstoff im Gewässer

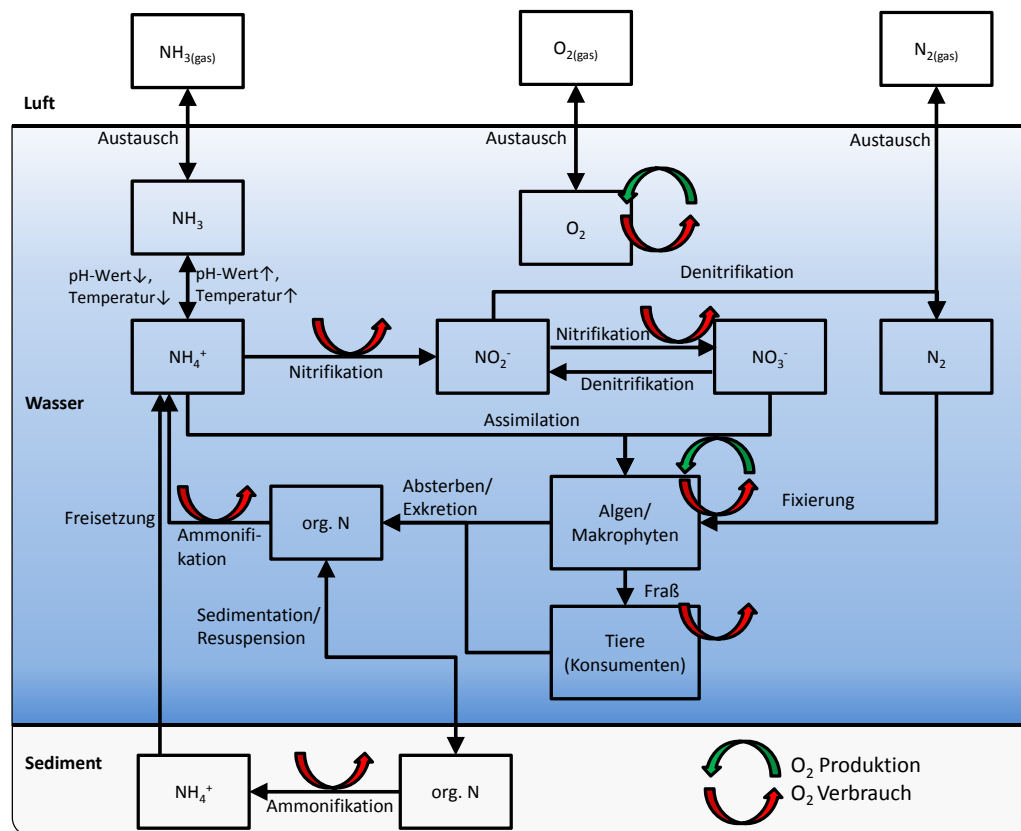
Stickstoff liegt in Gewässern in organischer Form (tote und lebende Biomasse) und anorganischer Form vor. In anorganischer Form liegt Stickstoff überwiegend als elementarer Stickstoff  $N_2$ , Ammonium  $NH_4^+$ , Ammoniak  $NH_3$ , Nitrit  $NO_2^-$  oder Nitrat  $NO_3^-$  vor. Der Stickstoffkreislauf im Gewässer ist in Abbildung 2.9 dargestellt. Dabei können die genannten Stickstoffformen sowohl in der Wassersäule als auch im Sediment vorliegen und im Falle von  $NH_3$  und  $N_2$  im Austausch mit der Atmosphäre stehen. Der Stickstoffkreislauf im Gewässer wird sehr stark durch die Aktivität von Mikroorganismen katalysiert und weist viele Analogien zu dem Stickstoffkreislauf im Boden auf, daher wird an dieser Stelle nicht auf alle Prozesse in Detail eingegangen.

Die Hauptkomponenten des Stickstoffkreislaufes sind der organisch gebundene Stickstoff, Ammonium und Nitrat. Im Rahmen der Photosynthese wird von den Algen (und Makrophyten) sowohl  $NH_3$  als auch  $NO_3^-$  assimiliert, um Biomasse aufzubauen. Indem die Algen von Konsumenten wie Zooplankton, aber auch anderen benthischen Organismen, wie z.B. weidenden Schnecken, oder filtrierenden Muscheln, aufgenommen werden, gelangt der Stickstoff in die Nahrungskette. Abgestorbene organische Substanz sammelt sich aufgrund von Sedimentationsprozessen in Form von Detritus auf dem Gewässergrund, kann aber auch durch Resuspension wieder in die Wassersäule gelangen. Partikulärer organischer Stickstoff wird im Rahmen der Dekomposition oder durch Hydrolyse zu gelösten organischen Stickstoffverbindungen umgesetzt. Die Mineralisierung von partikularen und gelösten organischen Stickstoffverbindungen durch Mikroorganismen zu Ammonium wird als Ammonifikation bezeichnet. Ammonium steht in einem Lösungsgleichgewicht mit Ammoniak, welcher toxisch auf viele Organismen wirkt (Gleichung 2.3).



Mit zunehmenden pH-Werten (>8,5) und bei erhöhten Temperaturen verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung Ammoniak. Kritische Situationen können in belasteten Gewässern entstehen, in denen es infolge von starker Photosynthese zu einem zeitweiligen Anstieg des pH-Wertes kommt. Hohe Wassertemperaturen am Nachmittag können die Situation noch verschärfen (Chapra, 2008). Hierbei ist die akute toxische Wirkung weniger bedeutsam als die chronischen Auswirkungen. Häufige Auswirkungen auf Fische sind

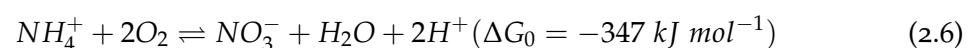
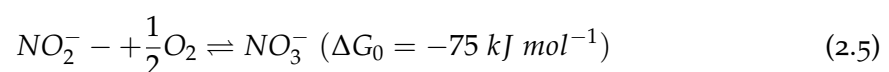
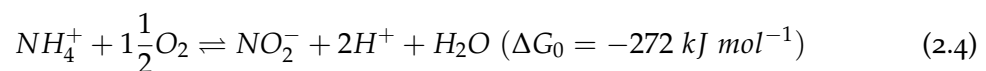




**Abb. 2.9:** Vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufes in einem Gewässer. Es ist zu beachten, dass die Prozesse im Sediment in reduzierter Form dargestellt sind. In Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes finden die Prozesse des Stickstoffkreislaufes, wie z.B. Nitrifikation und Denitrifikation, ebenso im Sediment statt. Alle anderen Prozesse (mit Ausnahme der im Sediment) sind räumlich nicht fixiert, sofern der Sauerstoffgehalt für die Organismen ausreichend ist. Der Verbrauch (rote Pfeile) und die Produktion (grüne Pfeile) von Sauerstoff im Zusammenhang mit Prozessen des Stickstoffkreislaufes sind ebenfalls dargestellt (erweitert nach Chapra (2008)).

Läsionen von verschiedenen inneren Organen und Kiemennekrosen, sowie eine größere Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und ein gehemmtes Wachstum (Boyd, 2000).

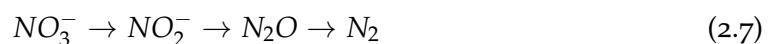
Unter aeroben Bedingungen wird Ammonium durch chemoautotrophe Bakterien in zwei Stufen über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat wird als Nitrifikation bezeichnet (Gleichung. 2.6). Die durch die Reaktion gewonnene Energie wird von den Bakterien zur Reduktion von  $\text{CO}_2$  genutzt, um organische Substanz aufzubauen.



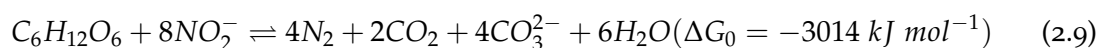
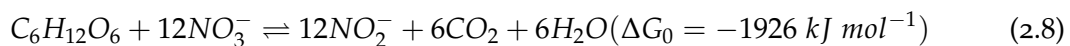
Die erste Stufe der Oxidation wird von Bakterien der Gattung Nitrosomonas, die

zweite Stufe von Bakterien der Gattung Nitrobacter ausgeführt (Boyd, 2000). Daraus ergibt sich, dass für eine vollständige Oxidation von 1 Mol Ammonium 2 Mol Sauerstoff benötigt werden (Gleichung 2.6), was  $4,57 \text{ mgO}_2 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}^{-1}$  entspricht. Allerdings wird der stöchiometrisch ermittelte Wert im Gewässer kaum erreicht. Im Durchschnitt ist mit einem Verbrauch von  $3\text{-}4 \text{ mgO}_2 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}^{-1}$  zu rechnen (Maniak, 2010). Nitrit wirkt ebenfalls toxisch auf aquatische Organismen und den Menschen. Besonders Säuglinge sind gefährdet und die Folge einer Nitrit-Intoxikation kann eine Anämie und ein möglicher Erstickungstod sein (Uhlmann and Horn, 2001; Boyd, 2000).

In anoxischen und sauerstoffarmen Bereichen in Fließgewässern und Seen können einige Bakterienarten organische Substanz mittels Nitratatmung oxidieren. Die meisten Nitratatmer entstammen den fakultativ anaeroben Bakterien und gehören zu den Gattungen Pseudomonas, Achromobacter, Escherichia, Bacillus und Micrococcus (Wetzel, 2001). Die Oxidation von organischer Substanz ist mit einer Reduktion des Nitrats zu molekularem Stickstoff verbunden. Dieser Prozess wird als Denitrifikation bezeichnet. Die Reduktion von Nitrat verläuft über verschiedene Zwischenstufen (Gleichung 2.7).



Beispielhaft sei die Oxidation von Glucose mit gleichzeitiger Reduktion von Nitrat zu Nitrit dargestellt (Gl. 2.8). Anschließend erfolgt die Reduktion von Nitrit zu molekularem Stickstoff (Gleichung 2.9).



Das durch die Denitrifikation gebildete  $\text{N}_2$  wird entweder erneut fixiert, oder bei Übersättigung an die Atmosphäre abgegeben. Die Denitrifikation führt nicht immer zur Bildung von  $\text{N}_2$  als Endprodukt. Neben Nitrit kann es, besonders wenn hohe Temperaturen vorliegen, zu einer verstärkten Bildung von  $\text{N}_2\text{O}$  kommen (Wetzel, 2001). Die Denitrifikationsraten im Sediment sind um das drei- bis vierfache größer als in der darüber liegenden Wassersäule. Die Denitrifikation ist eng an die Nitrifikation gebunden. Sie wird begünstigt, wenn das Wasser warm und aerob ist, sodass Nitrat in das anaerobe Sediment diffundieren kann (Hargreaves, 1998).

Die beschriebenen Prozesse des Stickstoffkreislaufes gelten für Seen und Fließgewässer gleichermaßen. Allerdings sind einige der beschriebenen Prozesse an anaerobe Bedingungen geknüpft, welche im Fließgewässer weniger häufig angetroffen werden als in Seen. Allerdings erweist sich die Annahme, dass strömendes Wasser in Flüssen und Bächen vollständig belüftet ist, häufig als falsch. Besonders in Mikrohabitaten, z.B. im Bereich des Intertitials, aber auch in Makrohabitaten, wie der hyporheischen Zone, und in Ufer-

bereichen treten anaerobe Verhältnisse auf. Die größten biochemischen Umsätze finden im Fließgewässer im Sediment und der Sediment-Wasser-Grenzschicht statt. In Flusssedimenten, die reich an organischer Substanz sind, bilden sich ähnlich stark ausgeprägte Gradienten im Redoxpotential aus, wie in Seesedimenten. Das anaerobe Sediment wird von einer nur wenige Millimeter mächtigen aeroben Schicht bedeckt, in der Nitrifikation stattfindet. Unter dieser aeroben Schicht finden Denitrifikationsprozesse in verstärktem Maße statt (Wetzel, 2001).

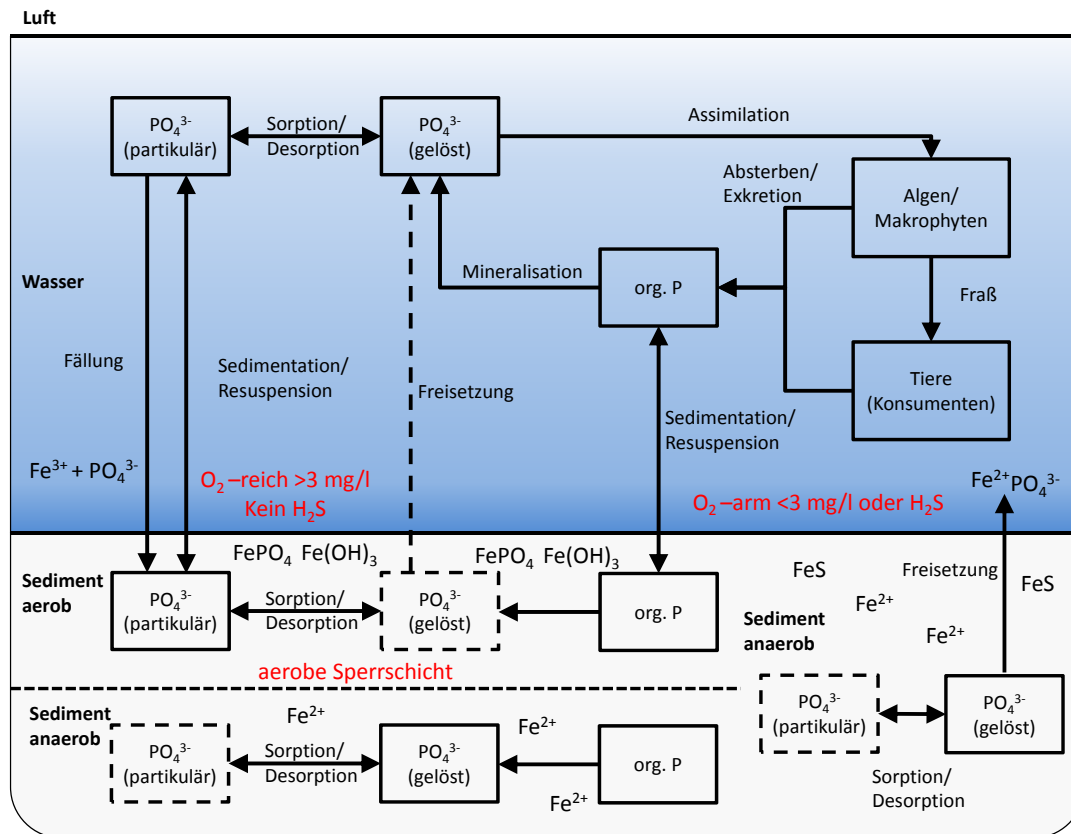
Die Fixierung von  $N_2$  als atmosphärische Stickstoffquelle, stellt ebenfalls einen biologischen Prozess dar. Wie in vorangegangenen Abschnitten bereits erwähnt sind einige Arten von Cyanobakterien in der Lage, unter Aufwendung von Energie, N-Fixierung zu betreiben, wenn  $NH_3$  und  $NO_3^-$  limitierend auf das Wachstum wirken würden. Daher ist es schwierig, Stickstoff als limitierenden Nährstoff für das Algenwachstum einzusetzen (Ji, 2008).

### 2.2.3.3 Phosphor im Gewässer

Phosphor ist einer der Schlüsselnährstoffe für das Wachstum von aquatischen Pflanzen und Algen. Phosphor zählt zu den Makronährstoffen und ist aufgrund seiner vergleichsweise geringen Konzentrationen in Gewässern häufig limitierender Nährstoff für das Pflanzenwachstum (Chapra, 2008).

Phosphor ( $PO_4$ ) liegt in der Natur als Phosphat vor und bildet üblicherweise keine gasförmigen Verbindungen. Phosphoraus- oder einträge in Form des gasförmigen Phosphins ( $PH_3$ ) sind für gewöhnlich von untergeordneter Bedeutung (Wetzel, 2001). Das Gesamtphosphat eines Gewässers lässt sich in vier Fraktionen unterteilen. Es besteht aus organischem und anorganischem Phosphat, beide Fraktionen lassen sich wiederum in gelöstes und partikuläres Phosphat unterteilen. Das partikuläre organische Phosphat besteht aus schwer- und leichtabbaubaren Verbindungen und ist in aquatischen Organismen und Detritus gebunden. Durch Hydrolyse und Dekomposition wird das partikuläre organische Phosphat in gelöstes organisches Phosphat überführt (Abbildung 2.10).

Das gelöste organische Phosphat wird wiederum durch Mineralisation in anorganisches gelöstes Phosphat umgewandelt. Das anorganische gelöste Phosphat, synonym auch als ortho-Phosphat bezeichnet, liegt je nach pH-Wert als  $H_2PO_4^{-1}$ ,  $HPO_4^{-2}$ , oder als  $PO_4^{-3}$  vor (Boyd, 2000). Gelöstes ortho-Phosphat ist bioverfügbar und stellt für Pflanzen die Hauptphosphorquelle dar. Mit Ausnahme weniger Algenarten, die auch niedermolekulare Phosphorverbindungen aufnehmen können, müssen alle anderen Phosphorverbindungen erst in ortho-Phosphat überführt werden, bevor sie von den Pflanzen aufgenommen werden können (Ji, 2008). Das gelöste ortho-Phosphat befindet sich in einem pH- und redoxabhängigen Lösungsgleichgewicht mit dem partikulär gebundenen ortho-Phosphat. ortho-Phosphat besitzt eine hohe Affinität zu Partikeloberflächen und geht unter oxidischen Bedingungen leicht Verbindungen mit Kationen wie Fe, Ca, oder Al ein (siehe unten). Somit liegt der Großteil des ortho-Phosphats partikulär an der Oberfläche von



**Abb. 2.10:** Vereinfachte Darstellung des Phosphorkreislaufes in einem Gewässer. Für das Sediment sind zwei Zustände dargestellt. 1. es liegt ausreichend Sauerstoff vor, sodass sich eine aerobe Sedimentschicht ausbildet, in der P als schwerlösliche Verbindungen (Beispiel Fe) gebildet werden, 2. Sauerstoff armen Bedingungen, ohne aerobe Sperrschicht. Für weitere Erläuterungen siehe Text (erweitert nach Chapra (2008) und (Uhlmann and Horn, 2001)).

suspendierten Partikeln und im Sediment gebunden vor. Bedingt durch seine geringe Löslichkeit liegt gelöstes ortho-Phosphat in Gewässern in niedrigen Konzentrationen von nur wenigen  $\mu\text{g l}^{-1}$  vor. Konzentrationen über  $0,3 \text{ mg l}^{-1}$  sind häufig anthropogen bedingt. Damit stellt Phosphor, vor allem in oligotrophen und mesotrophen Gewässern, viel häufiger als Stickstoff, den limitierenden Nährstoff für die biologische Produktion dar (Maniak, 2010). Die mit hohen Phosphorkonzentrationen verbundene Eutrophierung führt zu exzessivem Wachstum von aquatischen Pflanzen und der Algenpopulation. Die aus dem verstärkten Pflanzenwachstum anfallende tote Biomasse führt zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung im Gewässer und wird als Sekundärbelastung bezeichnet, welche gravierende Folgen für das Ökosystem haben kann. Hierbei können aus 1 gP mindestens 100 g organische Substanz in Form von Algenbiomasse gebildet werden. Für einen vollständigen aeroben Abbau von 100 g organischer Substanz werden ca. 150 g Sauerstoff benötigt (Klapper, 1992).

Die wichtigste natürliche Phosphorquelle ist die Verwitterung und Erosion von phosphorreichen Gesteinen und Mineralen, z.B. Apatit  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ . Allerdings stammen 70 % des heutzutage in der Hydrosphäre befindlichen Phosphors aus anthropogenen

Quellen (Maniak, 2010). Neben punktuellen Einträgen sind die wichtigsten diffusen Phosphorquellen der Eintrag von erodiertem Boden und Dränwasser von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen (Uhlmann and Horn, 2001). Infolge von erosiven Starkregenereignissen fallen besonders hohe Schwebstoffkonzentrationen, und damit verbundene hohe Phosphorkonzentrationen im Gewässer, häufig mit ansteigender Hochwasserwelle zusammen. Da beim fallenden Hochwasserabfluss, bei gleicher Wasserführung, weniger Schwebstoffe in der fließenden Welle enthalten sind als beim ansteigenden Hochwasserabfluss, können ausgeprägte Hystereseschleifen der Stoffkonzentration entstehen (Maniak, 2010).

Die chemischen Reaktionen und die Verteilung des Phosphats in einem Gewässer sind stark abhängig von dem Jahresgang der pH- und Redoxverhältnisse sowie von dem Gehalt an Fe, Ca, Al und S. Wenn der Sauerstoffgehalt des Wasserkörpers bei  $3\text{--}4\text{ mgO}_2\text{ l}^{-1}$  liegt, kann sich eine dünne aerobe Sedimentschicht ausbilden (siehe Abbildung 2.10). Unter aeroben Verhältnissen reagiert das Phosphat mit Eisenhydroxid zu schwerlöslichen Eisen(III)hydroxophosphaten, und es sorbiert verstärkt an Partikeloberflächen, die in der oberen Sedimentschicht abgelagert werden. Die Adsorption von Phosphaten an Partikeloberflächen erfolgt verstärkt bei fallenden pH-Werten. Die maximale Verfügbarkeit von Phosphat liegt in einem pH-Bereich von 6 bis 7. In niedrigeren pH-Bereichen findet eine verstärkte Sorption an  $\text{Fe}^{3+}$ - und  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen statt, in höheren hingegen eine verstärkte Sorption an  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen (Boyd, 2000). In carbonatreichen Gewässern kann die Phosphatfixierung verstärkt durch Calciumionen stattfinden. Somit wird der Großteil des Phosphats in der oberen aeroben Sedimentschicht festgelegt und dem Phosphorkreislauf entzogen. Außerdem hat die aerobe Schicht eine Barrierewirkung und hindert gelöstes Phosphat aus den unteren reduzierten Sedimentschichten daran, in das Gewässer zu diffundieren. Dieser Vorgang wird als Phosphorfalle bezeichnet (Schwoerbel and Brendelberger, 2005).

Gerade während der sommerlichen Stagnationsphase eines Sees kann es aufgrund von übermäßiger Algenproduktion und damit verbundenen Abbauprozessen zu starker Sauerstoffzehrung im Hypolimnion kommen. Sinkt der Sauerstoffgehalt im Hypolimnion unter  $2\text{ mgO}_2\text{ l}^{-1}$ , bzw. fällt das Redoxpotential unter 0,2 Volt, dann kommt es durch reduktive Prozesse zu einer verstärkten Phosphorfreisetzung aus dem Sediment. Die Phosphorfreisetzung ist abhängig von dem Trophiegrad des Sees. In oligotrophen Seen liegt sie bei  $0,6\text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  und in eutrophen Seen bei bis zu  $12\text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  (Schwoerbel and Brendelberger, 2005). Die Phosphorfreisetzung ist außerdem stark abhängig von dem Sulfatangebot in dem See. Durch mikrobielle Prozesse werden unter reduktiven Bedingungen dreiwertige Eisenverbindungen zu zweiwertigem Eisen(II)sulfid umgesetzt, wodurch Phosphat freigesetzt wird (Wetzel, 2001). Somit kann in nahezu sulfatfreien Seen ein Großteil des Phosphats auch unter anaeroben Bedingungen reduziert bleiben (Uhlmann and Horn, 2001). Besonders in flachen Seen kann es unter anaeroben Verhältnissen schon während der Stagnationsphase zu einer erheblichen Rückführung von Phosphor in die trophogene Zone kommen, womit häufig eine erhöhte Trophiestufe von flachen Gewässern verbunden ist. In tieferen, geschichteten Gewässern hingegen kann es

während der Stagnationsphase zu einer Phosphorverarmung im Epilimnion kommen, während es im Hypolimnion zu erhöhten Phosphorkonzentrationen kommt. Ein Konzentrationsausgleich findet aufgrund der eingeschränkten Zirkulationsprozesse nur sehr langsam durch Diffusionsprozesse statt. Nur durch einen kurzgeschlossenen kleinen Phosphorkreislauf im Epilimnion wird ein dauerhaftes Pflanzenwachstum ermöglicht. Eine Rückführung des im Hypolimnion befindlichen Phosphors in die trophogene Zone findet meistens erst im Rahmen der Vollzirkulation im Anschluss an die Stagnationsphase statt. Eine erneute schnelle Ausfällung des Phosphats durch Eisen wird behindert, wenn ein großer Teil des Eisens noch sulfidisch gebunden ist (Uhlmann and Horn, 2001).

Die genannten Prozesse sind besonders in Seen, in denen stabile periodische Schichtungen auftreten, relevant. In Fließgewässern, in denen stabile vertikale Schichtungen für gewöhnlich nicht auftreten, sind die oben genannten Prozesse weniger stark ausgeprägt. Hier ist die vom Verteilungsgleichgewicht zwischen Adsorptions- und Desorptionsprozessen abhängige Freisetzung von an Sedimentpartikeln gebundenem Phosphat von größerer Bedeutung. Das Sediment ist allerdings auch in Fließgewässern von großer Bedeutung für die Umsetzung von Stoffen. In der fließenden Welle sind alle Prozesse aufgrund der vergleichsweise kurzen Fließzeit zeitlimitiert. Im hyporheischen Interstitial hingegen ist die Aufenthaltszeit des Wassers wesentlich länger als in der fließenden Welle, sodass Stoffumsätze hier vergleichsweise intensiv sind (Schwoerbel and Brendelberger, 2005).

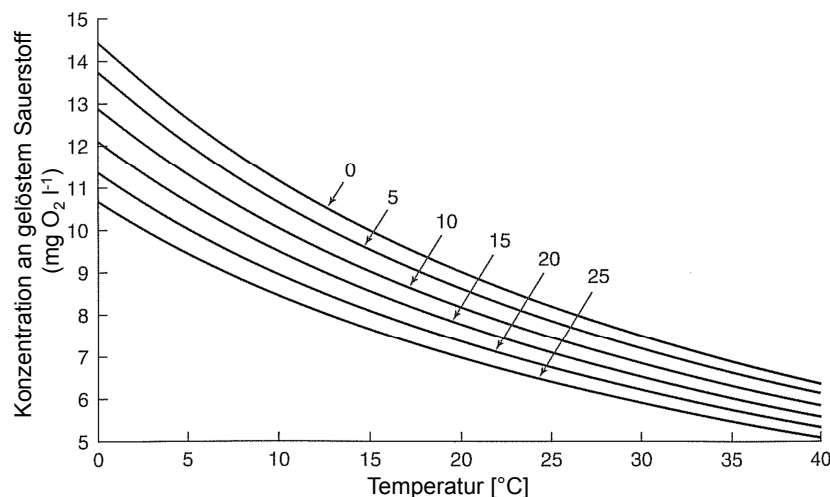
#### 2.2.3.4 Gelöster Sauerstoff im Gewässer

Der im Wasser gelöste Sauerstoff (eng: Dissolved Oxygen, DO) ist für das Leben aerober aquatischer Organismen von größter Bedeutung. Der Sauerstoffgehalt ist nicht nur für den direkten Bedarf der Organismen von Bedeutung, sondern beeinflusst die Löslichkeit und Verfügbarkeit vieler Nährstoffe und damit auch die Produktivität aquatischer Ökosysteme. Somit steht der Sauerstoffhaushalt eines Gewässers mit dem Kohlenstoffkreislauf in enger Wechselbeziehung. Daher stellt der gelöste Sauerstoff einen der wichtigsten chemischen Parameter in der Gewässergütemodellierung dar und ist die Systemvariable mit dem größten Informationsgehalt über den Gewässergütezustand des Systems (Maniak, 2010; Klapper, 1992).

Die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser sinkt mit steigender Temperatur, steigendem Salzgehalt und mit sinkendem Atmosphärendruck in höheren Lagen (Abbildung 2.11).

Der gelöste Sauerstoffgehalt in einem Gewässer unterliegt natürlichen Schwankungen und kann durch anthropogene Aktivitäten stark beeinflusst werden. Der rein diffusive Gasaustausch zwischen Atmosphäre und Gewässer und im Wasserkörper selbst ist sehr langsam. Ein Gleichgewicht zwischen atmosphärischem und gelöstem Sauerstoff kann sich nur einstellen, wenn der Wasserkörper ständig durchmischt wird. In kleinen turbulenten Fließgewässern ist daher der atmosphärische Sauerstoffeintrag sehr hoch, und der Sauerstoffgehalt liegt meistens bei Sättigung oder leicht darüber. In größeren



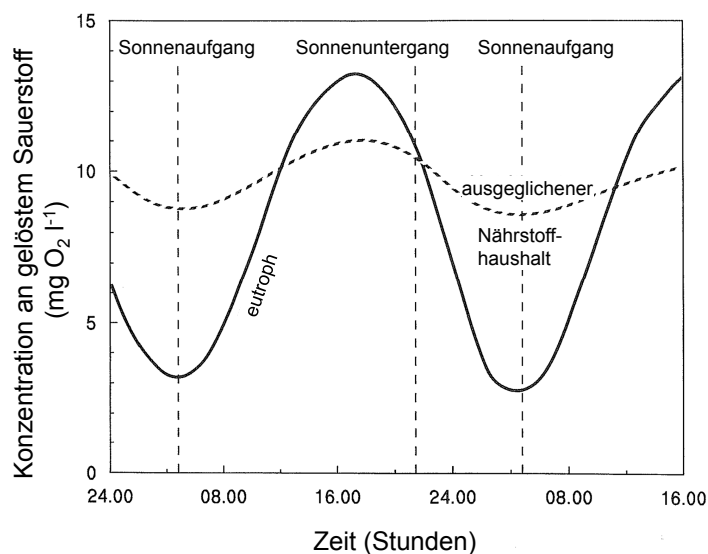


**Abb. 2.11:** Die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser als eine Funktion von Temperatur und Salzgehalt. Die Zahlen an den Graphen zeigen die Chloridkonzentration [ $\text{g kg}^{-1}$ ] der Lösung an (verändert nach Benjamin (2002)).

Fließgewässern ist der atmosphärische Sauerstoffeintrag aufgrund von überwiegend laminaren Fließprozessen deutlich verringert. Des Weiteren sind die Fließgeschwindigkeiten wesentlich geringer und die Aufenthaltszeiten des Wassers somit länger. Der Sauerstoffgehalt eines Gewässers kann merklich durch chemische und biologische Prozesse verändert werden. In größeren Fließgewässern sind diese Prozesse wegen der längeren Fließzeiten wesentlich stärker ausgeprägt als in kleineren. Neben Austauschprozessen mit der Atmosphäre gelangt Sauerstoff durch photosynthetische Sauerstoffproduktion ins Gewässer. Am Tag ist besonders das Phytoplankton photosynthetisch aktiv. Dadurch können in den oberen Gewässerschichten große Mengen an Sauerstoff produziert werden, in eutrophierten Gewässern bis zu  $6 \text{ mgO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Schwoerbel and Brendelberger, 2005). Dem gegenüber steht die Sauerstoffzehrung durch Respiration und Dekompositionsprozessen. Dadurch kann es zu Sauerstoffübersättigung am Tag und zu ausgeprägten Sauerstoffdefiziten in der Nacht kommen. In mit Nährstoffen angereicherten Gewässern sind die täglichen Schwankungen im Sauerstoffgehalt stärker ausgeprägt als in nährstoffarmen Gewässern (Abbildung 2.12).

Gewässer stehen in Wechselwirkung mit dem Grundwasser. Grundwasser ist meistens aufgrund von Oxidationsprozessen und Respiration durch Bakterien völlig frei von Sauerstoff. Anaerobes Grundwasser, das in das hyporheische Interstitial vordringt, sorgt dafür, dass im Sediment überwiegend anaerobe Verhältnisse vorliegen. Durch Austausch mit sauerstoffreichem Flusswasser werden häufig nur die obersten Millimeter des Sediments belüftet. Die genannten Prozesse variieren räumlich und zeitlich im Fließgewässer. Im Fließgewässer kann es zu zeitweiligen Sauerstoffsinken kommen, stabile vertikale Sauerstoffschichtungen treten allerdings auch in größeren Strömen nie auf (Schwoerbel and Brendelberger, 2005; Wetzel, 2001).

In einem See können die genannten Prozesse, je nach Zirkulationsverhalten und Trophiestufe, zu einer ausgeprägten vertikalen Schichtung im Sauerstoffprofil führen (Wetzel,



**Abb. 2.12:** Tägliche Schwankungen des gelösten Sauerstoffgehalts in einem mit Nährstoffen belasteten und einem unbelasteten Gewässer (verändert nach [Wetzel \(2001\)](#)).

[2001](#)).

Besonders durch das Einwirken des Menschen kann es zu kritischen Sauerstoffabsenken im Gewässer kommen. Häufige Ursachen sind die Einleitung von kommunalen oder industriellen Abwässern mit hohen Anteilen an organischer Substanz und nährstoffreichen landwirtschaftlichen Abwässern (z.B. Phosphor und Stickstoff) und der damit verbundenen Eutrophierung des Gewässers. Die organischen Substanzen werden durch bakterielle Umsetzungsprozesse oxidiert, und es kann so zu starken Sauerstoffzehrungen im Gewässer kommen ([Ji, 2008](#)). Die Sauerstoffzehrung im Fließgewässer ist dabei umso größer, je mehr abbaubare organische Substanzen in der fließenden Welle transportiert oder am Grund abgelagert werden. Der stärkste Sauerstoffverbrauch findet dabei nicht in der fließenden Welle statt, sondern auf den Habitatoberflächen, z.B. der Prandtl'schen Grenzschicht, und im Sediment. Der Sauerstoffverbrauch in Habitatoberflächen und im Sediment kann bis zu 90% des Gesamtverbrauchs betragen, somit erfolgt hier auch die höchste Aufnahme von organischer Substanz durch Bakterien ([Schönborn, 2003](#)). Große Mengen von eingeleiteten Nährstoffen führen zu einem verstärkten Pflanzen- und Algenwachstum und können zu ausgeprägten Algenblüten führen. Gleichzeitig führt dies zu einem erhöhten Auftreten von abgestorbener organischer Biomasse, die wiederum zersetzt wird und zu einem verstärkten Sauerstoffverbrauch führt. Die Eutrophierung eines Gewässers führt somit häufig zu einer exzessiven Sauerstoffproduktion in den oberen Gewässerschichten und zu hypoxischen bis anoxischen Verhältnissen im Tiefenwasser und im Sediment. In anaeroben Sedimenten entstehen beim mikrobiellen Abbau von organischer Substanz  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  und  $\text{NH}_4^+$ . Stauen sich diese giftigen Abbauprodukte unter abgestorbenen Laub- und Algenmassen, können sie bei plötzlichen Aufwirbelungen schlagartig eine Flussstrecke vergiften und zu Fischsterben führen ([Schönborn, 2003](#)). Viele aquatische Organismen wie Fische und Insekten benötigen



Sauerstoff zum Überleben. Fällt der DO unter  $5 \text{ mg l}^{-1}$  werden aquatische Organismen unter Stress gesetzt. Viele Fische, wie der Lachs und die Forelle, weisen eine erhöhte Mortalität ab DO-Konzentrationen von  $4\text{--}5 \text{ mg l}^{-1}$  auf. Larven und Jungfische sind wesentlich empfindlicher gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und können schon von DO-Konzentrationen unter  $5\text{--}8 \text{ mg l}^{-1}$  betroffen sein. In Gewässern, die über einen längeren Zeitraum hypoxisch sind, kann großes Fischsterben auftreten (Ji, 2008). Somit können langfristige Veränderungen im Sauerstoffhaushalt eines Gewässers starken Einfluss auf die Artenvielfalt im Gewässer haben.

### 2.2.3.5 Prozesse in tropischen Gewässern

Da im Rahmen der Arbeit ein Schwerpunkt auf der Modellierung von Wasserqualitätsprozessen in einem Einzugsgebiet der sommerfeuchten Tropen liegt, wird in diesem Kapitel ein Überblick über die wichtigsten Prozesse in tropischen Gewässern mit Fokus auf Fließgewässer gegeben. Die folgenden grundlegenden Ausführungen basieren größtenteils auf DSEWPC (2013) und Dudgeon (2008), für einen weiterführenden Vergleich tropischer Gewässer mit Gewässern anderer Klimate sei auf diese verwiesen.

Die Abflussganglinie von sommerfeuchten tropischen Flüssen weist einen ausgeprägten Jahresgang auf. Der der Abfluss geht während der Trockenzeit sehr stark zurück. Besonders Flüsse erster Ordnung können zeitweise versiegen, während der Hauptfluss durch Grundwasserabfluss gespeist wird. In den sommerfeuchten Tropen fallen während der Regenzeit etwa 80% des Jahresniederschlages, häufig in Form von konvektiven Niederschlagsereignissen mit hohen Intensitäten. Infolge solcher Starkregenereignisse treten regelmäßig Hochwasserereignisse auf, besonders im Zusammenhang mit tropischen Zyklonen (Dudgeon, 2008).

Dieser ausgeprägte Jahresgang im Wasserkreislauf und die Interaktion des Abflusses mit dem Einzugsgebiet führen zu einer ausgeprägten Saisonalität in der Wasserqualität. Während der Trockenzeit werden ganzjährig wasserführende Flüsse durch Grundwasserabfluss (Basisabfluss) gespeist, und weisen stabile hydraulische Verhältnisse mit geringen Fließgeschwindigkeiten, geringem Schwebstofftransport und hoher Wasserklarheit auf. Diese Bedingungen, verbunden mit der hohen Lichtverfügbarkeit in tropischen Breiten, begünstigen das Wachstum von Primärproduzenten, insbesondere von Periphyton und Makrophyten (Hunt et al., 2012; Townsend and Padovan, 2005). In naturbelassenen Gebieten ist die Nährstoffversorgung im Fließgewässer während dieser Zeit jedoch gering, da der Basisabfluss für gewöhnlich nur geringe Nährstoffkonzentrationen aufweist, besonders im Falle von Phosphor. Eine Limitierung der Biomasseproduktion durch Nährstoffmangel kann die Folge sein (Webster et al., 2005; Lee et al., 2013). Während der Trockenzeit ist die Versorgung des Gewässers mit Sauerstoff durch Photosynthese besonders wichtig, um das Überleben von Fischen und anderen wirbellosen Organismen zu sichern, wenn das Gewässer eine Belastung mit organischen Substanzen, z.B. aus einer punktuellen Einleitung, erfährt. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit und oft

geringen Wassertiefe akkumulieren organische Stoffe am Gewässergrund. Eine erhöhte Sauerstoffzehrung durch Bakterien kann die Folge sein (Hunt et al., 2012; Dudgeon, 2008).

Die Evaporation ist in den sommerfeuchten Tropen durchgehend hoch und kann während der Trockenzeit potentielle Werte von  $100\text{--}350\text{ mm Monat}^{-1}$  erreichen. Aufgrund der geringen Wasserführung und der längeren Aufenthaltszeit kann es während der Trockenzeit in Folge der Verdunstung zu einer signifikanten Erhöhung der Konzentration von gelösten und partikulären Stoffen kommen. Der Anstieg der Leitfähigkeit kann ein nützlicher Indikator sein, um eine Aufkonzentrierung durch Verdunstung nachzuweisen, da die Haptionen (Na und Cl) kaum durch biologische Prozesse beeinflusst werden (Butler, 2008).

Regenereignisse zu Beginn der Regenphase führen oft nur zu geringem Oberflächenabfluss, da die Böden sehr trocken sind und ein Großteil des Niederschlages infiltriert (Butler, 2008). Wenn jedoch die Böden einen gewissen Sättigungsgrad erreicht haben und die Niederschlagsintensität zunimmt, dann treten regelmäßig Hochwasserereignisse auf. Besonders zu Beginn der Regenzeit oder nach längeren Regenpausen können „First-Flush“ Ereignisse beobachtet werden, die zu starken Änderung der Wasserqualität führen können. First-Flush-Abfluss ist typischerweise durch niedrige pH-Werte ( $<6$ ), geringe Salzkonzentration ( $<50\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ), hohe Konzentrationen an anorganischen und organischen Schwebstoffen und hohen Konzentration an gelösten Nährstoffen gekennzeichnet (Butler, 2008). Brown et al. (1983) dokumentierte Fischsterben in stehenden Gewässern im tropischen Teil Australiens in Folge von First-Flush-Ereignissen mit hohen Aluminiumkonzentrationen.

Ein Großteil der Mobilisierung und des Transportes von Nährstoffen und Sedimenten des Flussbettes erfolgt während der ersten Hochwasserereignisse in der Regenzeit oft innerhalb weniger Tage mit dem ansteigenden Ast der Abflussganglinie und führt zu starken Variationen in der Wasserqualität. Besonders in Einzugsgebieten mit Erosionsgefährdeten Böden können während dieser kurzen Zeit extrem hohe Schwebstoffkonzentrationen ( $10000\text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet werden (Butler, 2008).

Die starken Änderungen in Wasserquantität und -qualität mit Einsetzen der Regenzeit hat einen starken Effekt auf biologische Prozesse im Gewässer. Die zunehmende Gewässertiefe und Trübung sowie eine stärkere Bewölkung während der Regenzeit, führen zu einer geringeren Verfügbarkeit von Licht für die Photosynthese. In Verbindung mit der zunehmenden Fließgeschwindigkeit und Turbulenzen kommt es zu einem Einbruch der Population des Periphytons und der Makrophyten (Townsend and Padovan, 2005). Folglich wird die Primärproduktion und damit die Versorgung mit Sauerstoff stark reduziert. Gleichzeitig wird der Sauerstoffbedarf erhöht, da der verstärkte Eintrag von organischer Substanz zu einer erhöhten Respiration durch Bakterien führt. Besonders in Folge von First-Flush-Ereignissen kann es zu kritischen hypoxischen Sauerstoffzuständen kommen, deren Folge Fischsterben sein kann (Butler, 2008; Townsend and Edwards, 2002).

Wie in Kapitel 2.2.3.1 erläutert, ist die externe Versorgung eines Fließgewässers mit

Nährstoffen und Energiequellen in Form von organischer Substanz von essentieller Bedeutung für das Ökosystem Fließgewässer. Der longitudinale Transport von Nährstoffen und Sediment während der Regenzeit ist nicht nur für das Fließgewässer selbst, sondern auch für anschließende Gewässer wie Seen und Ästuare von grundlegender Bedeutung (Devlin and Brodie, 2005; Gillson, 2011).

## **2.3 Der aktuelle Stand und Defizite ökohydrologischer und hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsebene**

Ein wesentliches Ziel der Arbeit ist die Erweiterung des hydrologischen Modellsystems PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem, das auch den Anforderungen der sommerfeuchten Tropen gerecht wird. Im Rahmen einer Literaturrecherche wird hierzu ein Überblick über den aktuellen Stand und Defizite ökohydrologischer Modellsysteme auf der Flussgebietsebene gegeben. Bei dem Modellsystem PANTA RHEI handelt es sich um ein kontinuierliches, semi-distributives, prozessorientiertes Modellsystem. Daher wird im Rahmen der Literaturrecherche der Schwerpunkt auf diese Modellklasse gelegt. Ziel ist es, ein Modellsystem zu identifizieren, das als Grundlage der Erweiterung des hydrologischen Modellsystems PANTA RHEI dienen soll. Als Basis für die folgenden Ausführungen erfolgt aber zunächst eine kurze Definition und Erläuterung zu dem Begriff Modell und verschiedener Modellansätzen.

### **2.3.1 Begriffliche Einordnung von Modellansätzen**

Nach Krysanova and Arnold (2008) besteht ein ökohydrologisches Flusseinzugsgebietsmodell aus den Teilmodellen (oder auch Modulen): „Hydrologie, biogeochemische Stoffkreisläufe, Vegetation, sowie Erosion und Wasserqualität“. Das hydrologische Teilmodell bildet das Fundament und die Schnittstelle des ökohydrologischen Modells. Um die bedeutendsten Prozesse, Interaktionen und Rückkopplungen zu beschreiben, wie z.B. die Auswirkung der Verfügbarkeit von Wasser und Nährstoffen auf das Pflanzenwachstum, Transpiration durch Pflanzen oder der Stofftransport durch Wasser, sind die Teilmodelle eng miteinander gekoppelt.

Eine Zusammenstellung solcher Teilmodelle, in Form eines Softwarepaketes, wird als Modellsystem bezeichnet, in diesem Falle ein ökohydrologisches Modellsystem. Erst die Anwendung eines ökohydrologischen Modellsystems auf ein spezielles Einzugsgebiet wird ökohydrologisches Modell oder ökohydrologisches Flussgebietsmodell genannt (Refsgaard, 1996). Lempert (2000) bemerkt zutreffend, dass in der Fachliteratur der Begriff Modell auch häufig zur Bezeichnung von Modellsystemen verwendet wird. Dies ist zwar missverständlich, hat sich aber im wissenschaftlichen Sprachgebrauch etabliert. Auch in dieser Arbeit werden der Einfachheit halber beide Begriffe meist synonym verwendet.

Man kann zwischen deterministischen und stochastischen Modellen unterscheiden. Deterministische Modelle liefern bei identischer Eingabe identische Ergebnisse, während stochastische Modelle Zufallskomponenten enthalten, die zu unterschiedlichen Ergebnissen

führen können (Refsgaard, 1996). In dieser Arbeit sollen ausschließlich deterministische Modelle betrachtet werden. Neben der Unterscheidung zwischen deterministisch und stochastisch gibt es noch zahlreiche weitere Möglichkeiten, Modelle zu klassifizieren, eine Übersicht ist z.B. in Singh (1988) gegeben. Das Klassifizierungsmerkmal kann zum einen der Modell-Ansatz und zum anderen die Skala der Modellanwendung sein. Beispiele für häufig verwendete Klassifizierungsmerkmale sind (Hattermann, 2010):

1. deterministische oder stochastische Modelle
2. physikalisch basiert, konzeptionell oder „Black-Box“ Modelle
3. Block- („lumped“), semi-distributive oder distributive Modelle

In Bezug auf die Prozessbeschreibung stellen physikalisch- oder prozessbasierte Modelle die komplexeste Stufe dar. Die Grundlage physikalisch oder prozessbasierter Modelle sind physikalische Gesetze und Prinzipien, wie z.B. der Erhalt von Masse, Energie und Impuls. Sie sind oft mit der Anwendung von nichtlinearen partiellen Differentialgleichungen verbunden, deren Parameter direkt oder indirekt messbar sind. Konzeptionelle Modelle basieren auf einer Approximation eines komplexen Prozesses mit vereinfachten Ansätzen. Ein Beispiel für ein konzeptionelles Modell ist ein Speicher (oder eine Speicherkaskade), der in Abhängigkeit des Füllstandes leerläuft (Lempert, 2000), und mit einer analytischen Funktion physikalisch exakt beschrieben werden kann. Die Parameter konzeptioneller Modelle sind oft nur teilweise physikalisch interpretierbar, sodass eine Kalibrierung des Modells gegen gemessene Daten erforderlich ist. „Black-Box“ oder empirische Modelle stellen eine Eingabe-Ausgabe-Beziehung her, ohne die inneren Zusammenhänge oder Prozesse zu berücksichtigen. Beispiele hierfür sind die Einheitsganglinie oder ein neuronales Netzwerk. Eine Kombination aus physikalisch basierten Ansätzen mit konzeptionellen oder empirischen Modellen wird als physikalisch orientiert oder auch als prozessorientiert bezeichnet (Refsgaard, 1996; Hattermann, 2010).

Die betrachteten räumlichen und zeitlichen Skalen stellen wiederum ein eigenes Klassifizierungskriterium dar. Der Grad der räumlichen Diskretisierung ist abhängig von der Wahl der kleinsten Raumeinheit, der Elementarfläche (Lempert, 2000). Eine Elementarfläche wird als homogen betrachtet, d.h. die Variabilität von Prozessen und Parametern innerhalb der Elementarfläche wird vernachlässigt. In Bezug auf die räumliche Darstellung des Untersuchungsraumes ist das Block-Modell (Lumped Model) die einfachste Betrachtungsweise. Im Falle eines Flusseinzugsgebietes, ist in einem Block-Modell, die kleinste Elementarfläche des Untersuchungsgebietes das Einzugsgebiet selbst. Es gibt verschiedene Methoden ein Einzugsgebiet feiner zu diskretisieren. Eine häufig verwendete Methode ist die Rasterfläche als kleinste Fläche eines Gitternetzes. Weitere Möglichkeiten zur Diskretisierung sind die Einteilung des Einzugsgebietes mittels TIN (Triangulated Irregular Network), Hangsegmenten oder Stromröhren. Diese räumlichen Diskretisierungsansätze haben gemein, dass die benachbarten Elemente in direkter Beziehung zueinander stehen und über einen räumlichen Bezug verfügen. Sie können eindeutig

im Raum zugeordnet werden, daher werden diese Modelle als distributiv bezeichnet (Lempert, 2000). Zwischen den Block-Modellen und den distributiven Modellen stehen die semi-distributiven Modelle. Die kleinste Einheit in einem semi-distributiven Modell ist das Hydrotop (im englischen auch: Hydological Similar Unit (HSU), oder auch Hydrological Response Unit (HRU)), welche sich durch gleiche Topographie, Landnutzung und Boden auszeichnet. Es wird angenommen, dass Hydrotope mit gleichen Kenngrößen hydrologisch gleich reagieren, unabhängig von ihrer Lage innerhalb einer Teilfläche. Somit können sie bei der Simulation zusammengefasst werden (Lempert, 2000).

Der Grad der Prozessbeschreibung hängt eng mit den betrachteten räumlichen und zeitlichen Skalen zusammen (Lempert, 2000). Wie bereits erläutert, wird in einem physikalisch basierten Modell das natürliche System dargestellt, indem mathematische Gleichungen verwendet werden, die auf den physikalischen Gesetzen zum Erhalt von Masse, Impuls und Energie basieren. Ein physikalisch basiertes Modell muss die räumliche Variabilität aller Variablen berücksichtigen und muss daher ein vollständig distributives Modell sein. Jedoch garantiert die Implementierung physikalisch basierter Ansätze nicht grundsätzlich gute Modellergebnisse. Wie in Krysanova et al. (2009) zusammengefasst, kann in Bezug auf ein hydrologisches Wasserqualitätsmodell auf der Flussgebietsebene folgendes abgeleitet werden: Selbst wenn z.B. gezeigt wurde, dass ein physikalisch basiertes mathematisches Modell geeignet ist, die Prozesse in einer Bodensäule unter Laborbedingungen darzustellen, so heißt das nicht automatisch, dass dies auch auf der Skala der im distributiven Modell verwendeten Elementarfläche der Fall ist, die in den meisten Fällen in einer Größenordnung von mehreren hundert Quadratmetern oder sogar mehreren Quadratkilometern liegt (Beven, 1996). Auf der anderen Seite mangelt es konzeptionellen hydrologischen Modellsystemen häufig an einer hinreichend genauen physikalischen Betrachtungsweise, wie z.B. die Darstellung von Bodenschichten und die Perkolation von Wasser durch diese. Dies macht es sehr schwierig, z.T. auch unmöglich, biogeochemische Stoffkreisläufe, die zur Beschreibung von Wasserqualitätsprozessen notwendig sind, auf adäquate Weise in solche Modelle zu implementieren. Daher ist die Anwendung von semi-distributiven prozessorientierten Modellen, deren Prozessbeschreibung und räumliche Diskretisierung zwischen diesen beiden Extremen liegt, sehr vielversprechend in Bezug auf die hydrologische Wasserqualitätsmodellierung auf der Flussgebietsebene Hattermann (2010).

### **2.3.2 Vergleich ökohydrologischer und hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsebene**

Entsprechend Kapitel 2.3.1 stellt die Anwendung von semi-distributiven prozessorientierten Flussgebietsmodellen oft einen guten Kompromiss zwischen Datenbedarf und Modellkomplexität dar (Arnold et al., 1998; Bicknell et al., 1996; Krysanova et al., 1998; Wade et al., 2002a). In solchen Modellen werden die hydrologischen und Wasserqualitätsprozesse durch eine Kombination von physikalisch basierten und konzeptionellen



Gleichungen beschrieben. Die Landschaft wird durch Teileinzugsgebiete und diese wiederum durch Hydrotpe beschrieben. Eine Untergruppe der semi-distributiven prozessorientierten Flussgebietsmodelle sind die ökohydrologischen Flussgebietsmodelle. Neben den meteorologischen Eingangsgrößen (z.B. Niederschlag, Temperatur usw.) und den Wasserkreislauf und Nährstoffkreislauf betreffende Komponenten (Abflussbildung, Bodenfeuchte, Schneebedeckung, sowie C-,N- und P-Kreislauf und Wasserqualität), soll ein ökohydrologisches Modellsystem biotische Elemente, insbesondere die Interaktion von Vegetation, Wasser und Nährstoffen, Primärproduktion sowie Ernteertrag berücksichtigen (Hattermann, 2010).

In der Literatur sind verschiedene Modellsysteme zu finden, die sich mit der ökohydrologischen Modellierung auf der Flussgebietsebene bzw. Teilaspekten der ökohydrologischen Modellierung, wie z.B. Wasserqualität oder punktuelle und diffuse Stoffbelastung befassen. Diese Vielfalt an Modellsystemen lässt sich unter dem Begriff hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme zusammenfassen. Ökohydrologische Modellsysteme stellen eine Untergruppe der hydrologischen Wasserqualitätsmodellsysteme dar, in denen ein besonderer Schwerpunkt auf die Rückkopplung zwischen biotischen und abiotischen Prozessen gelegt wird. Eine Übersicht ist in Tabelle 2.1 gegeben. Diese Auswahl an Modellsystemen umfasst nur einen Teil aller publizierten hydrologischen Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsskala, aber es werden repräsentative Modellsysteme unterschiedlicher Komplexität und Zielsetzung abgedeckt. Im folgenden sollen wesentliche Charakteristika der in Tabelle 2.1 genannten Modellsysteme kurz erläutert werden.

**Tab. 2.1:** Übersicht über ökohydrologische bzw. hydrologische Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsskala und deren Schlüsselreferenzen.

Acronym	Name	Schlüsselreferenz
AnnAGNPS	Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution	Bingner et al. (2015)
ESWAT	Extended Soil Water Assessment Tool	van Griensven and Bauwens (2001), van Griensven and Bauwens (2003)
HBV-NP	Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning - Nitrogen	Arheimer and Brandt (1998), Pettersson et al. (2001), Andersson et al. (2005)
HYPE	model for HYdrological PREdictions for the Environment	Lindström et al. (2010)
INCA	Integrated Catchment Model	Whitehead et al. (1998), Wade et al. (2002a)
HSPF	Hydrological Simulation Program - Fortran	Bicknell et al. (1996)
SWAT	Soil Water Assessment Tool	Arnold et al. (1998), Arnold and Fohrer (2005), Gassman et al. (2007)
SWIM	Soil and Water Integrated Model	Krysanova et al. (1998)

HBV-NP ist ein semi-distributives konzeptionelles Modellsystem, welches mit dem Ziel entwickelt wurde, im großskaligen Maßstab Frachten und Retention von Stickstoff und

Phosphor in Schweden zu bestimmen (Andersson et al., 2005). Das Einzugsgebiet wird in Teileinzugsgebiete untergliedert, welche auf Grundlage von Höhe und Landnutzung weiter untergliedert werden. Der Modellzeitschritt ist ein Tag. Mittlere langjährige N- und P-Konzentrationen werden dem perkolierenden Wasser der ungesättigten Zone in Abhängigkeit von der Landnutzungskategorie (Wald, Acker, Siedlung) zugewiesen. Die Verweilzeit, Transformation und der Transport von N und P im Grundwasser, Seen und Flüssen werden in HBV-NP mit vereinfachten konzeptionellen Gleichungen dargestellt.

HYPE ist ein semi-distributives konzeptionelles Modellsystem und stellt eine Weiterentwicklung von HBV-NP dar (Lindström et al., 2010). Das Einzugsgebiet wird in Teileinzugsgebiete untergliedert, welche auf Grundlage von Höhe, Bodenklasse und Landnutzung weiter unterteilt werden. Der Boden wird in drei Schichten untergliedert in denen jeweils die Bodenfeuchte und Umsatzprozesse von N und P berechnet werden. Stoffe können über die Transportpfade Oberflächenabfluss, Makroporenfluss, Drainage und lateralem Abfluss ausgetragen werden. Umsatz- und Transportprozesse im Grundwasser, Flüssen und Seen werden jeweils durch konzeptionelle Ansätze berücksichtigt.

INCA ist ein semi-distributives prozessorientiertes Modellsystem. Es wurde entwickelt, um die Wasserquantität und -qualität in Einzugsgebieten zu berechnen (Whitehead et al., 1998). Das Modellsystem INCA umfasst ein Set von Modellsystemen, mit denen die Umsatz- und Transportprozesse von Stickstoff (Wade et al., 2002a), Phosphor (Wade et al., 2002b), Sediment (Jarritt and Lawrence, 2006) und Kohlenstoff (Oni et al., 2012) im Einzugsgebiet berechnet werden können. Eine Unterteilung der Teileinzugsgebiete erfolgt anhand von sechs Landnutzungen, die Berechnungen erfolgen im Tageszeitschritt. Es werden Schlüsselprozesse der Transformation auf der Landphase und im Fließgewässer, ebenso wie die Aufnahme durch Pflanzen berücksichtigt. Allerdings ist das hydrologische Teilmodul unvollständig, da z.B. Zeitreihen des effektiven Niederschlags und des Bodenfeuchtedefizites mittels externer Modelle bestimmt werden müssen.

AnnAGNPS ist ein semi-distributives, prozessorientiertes, hydrologisches Flussgebietsmodell. Es wurde entwickelt, um die Änderung von diffusen Frachten von Stickstoff, Phosphor, Pestiziden und Sediment in Abhängigkeit von verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen zu bestimmen (Bingner et al., 2015). Der Berechnungszeitschritt ist ein Tag, die räumliche Diskretisierung erfolgt in Anlehnung an das HRU-Konzept durch die Untergliederung in homogene Zellen (Bodentyp, Landnutzung, Landmanagement). Während die Umsatzprozesse auf der Landphase prozessorientierte Ansätze aufweisen, welche auf einer starken Vereinfachung der Ansätze des Feldskala Modellsystems EPIC (Erosion/Productivity Impact Calculator) (Sharpley and Williams, 1990) basieren, werden die Stoffe im Gewässer konservativ durch das Gewässernetz transportiert.

HSPF wurde als semi-distributives, prozessorientiertes, hydrologisches Flussgebietsmodell entwickelt. Es ist in der Lage, sowohl konventionelle Stoffe wie N und P als auch Pestizide und definierte organische Schadstoffe zu modellieren (Bicknell et al., 1996). Die räumliche Diskretisierung erfolgt durch eine Untergliederung in durchlässige (Wald, landwirtschaftliche Flächen) und undurchlässige (Stadt, Siedlung) Flächen. HSPF

enthält ein komplexes Wasserqualitätsmodul, welches die Modellierung einer Vielzahl von Stoffen, wie z.B. gelösten Sauerstoff, biologischen Sauerstoffbedarf, Ammonium, Ammoniak, Nitrit, Nitrat, organischen Stickstoff, Phosphat, organischen Phosphor, Pestizide, Coliforme Bakterien und Sediment ermöglicht. Unter den betrachteten Modellsystemen ist HASPF als eines der komplexesten einzuordnen. Es kann mit einem Zeitschritt von einer Minute bis zu einem Tag verwendet werden. HSPF kann für viele Fragestellungen verwendet werden, häufige Anwendungen sind die Auswirkung von Landnutzungsänderungen, Wassermanagement oder die Bewertung punktueller und diffuser Einträge (Borah and Bera, 2003; Borah and Bera, 2004; Nguyen and Meon, 2014).

Das weitverbreitete Modellsystem SWAT wurde entwickelt, um den Effekt von verschiedenen alternativen Maßnahmen auf die Wasserressourcen, Sediment und verschiedene Schadstoffe wie z.B. Nährstoffe (N und P), Pestizide, coliforme Bakterien in meso- bis makroskaligen Einzugsgebieten zu bestimmen (Arnold et al., 1998; Arnold and Fohrer, 2005). SWAT ist ein semi-distributives, prozessorientiertes, Modellsystem. SWAT ist für Berechnungen im Tageszeitschritt konzipiert, jedoch sind mittlerweile auch Berechnungen im Stundenzeitschritt möglich. Es sind Berechnungen im Tages- und Stundenzeitschritt möglich. Die räumliche Untergliederung basiert auf dem HRU-Konzept. Ebenso wie HSPF ist SWAT ein renommiertes Modellsystem und wird weltweit in der hydrologischen und Wasserqualitätsmodellierung eingesetzt. Ein Überblick über SWAT-Anwendungen ist in Gassman et al. (2007) zu finden. Es existieren verschiedene Erweiterungen und Abwandlungen des ursprünglichen SWAT Modellsystems. Zu den relevantesten gehören das Modellsystem SWIM und ESWAT. Die Hydrologie in SWIM basiert weitgehend auf SWAT und die Nährstoffumsetzung auf MATSALU (Krysanova et al., 1998; Krysanova et al., 2005). SWIM wurde entwickelt, um die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und Klimawandel in Deutschland und Europa zu bewerten. ESWAT beinhaltet verschiedene Modifikationen und Erweiterungen des SWAT Modells, wie die Möglichkeit Niederschläge mit einer zeitlichen Auflösung kleiner einer Stunde zu verwenden, angepasste Infiltrations- und Erosionsroutinen sowie ein Wasserqualitätsmodell, welches auf QUAL2E (Brown and Barnwell, 1987) basiert. Ein QUAL2E basiertes Modellsystem ist mittlerweile auch in SWAT und SWIM implementiert (Gassman et al., 2007; Hesse et al., 2012). Weiterhin verfügt ESWAT über automatisierte Kalibrierungsroutinen (van Griensven and Bauwens, 2001; van Griensven and Bauwens, 2003). In der Literatur lassen sich verschiedene Beispiele für ökohydrologische Anwendungen der Modelle SWAT, SWIM und ESWAT finden (Schmalz and Fohrer, 2009; Volk et al., 2011; Fohrer and Schmalz, 2012; van Griensven and Bauwens, 2003; Krysanova et al., 2005; Hesse et al., 2008).



**Tab. 2.2:** Vergleich der Darstellung terrestrischer biogeochemischer Stoffkreisläufe ausgewählter ökohydrologischer bzw. hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebiets-  
skala (erweitert nach [Wellen et al. \(2015\)](#))

Kategorie	HBV(-NP)	INCA(NP)	AmACNPS	SWAT	HSPF
Stickstoff					
Kompartimente	org. N, anorg. N	Boden- $\text{NO}_3$ , $\text{NH}_4$ , Grundwasser- $\text{NO}_3$ , Grundwasser- $\text{NH}_4$ , (org. N)	anorg. N, aktiv org. N, stabil org. N	Boden- $\text{NO}_3$ , Boden- $\text{NH}_4$ , aktiv org. N, stabil org. N, Residue N, Pflanzen N	Boden- $\text{NO}_3$ , $\text{NH}_4$ gelöst, $\text{NH}_4$ adsorbiert, Streu N, labil org. N, labil org. N gelöst, stabil org. N, stabil org. N gelöst, Pfl. N oberirdisch, Pfl. N unterirdisch
Prozesse	total N Retention, total org. N Produktion	Pflanzen Aufnahme, Denitrifikation, Nitrifikation, Mineralisation (Immobilisation)	Pflanzen Aufnahme, Denitrifikation, Dekomposition, Mineralisation	Pflanzen Aufnahme, Denitrifikation, Nitrifikation, Volatilisation, N Fixierung, Dekomposition, Mineralisation	Pflanzen Aufnahme, Denitrifikation, Nitrifikation, Volatilisation, N Fixierung, Dekomposition, Mineralisation (Immobilisierung), Sorption/Desorption
Kinetiken	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur	Kinetik o. (org. N) und 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur, Bodenfeuchte	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur, (Bodenfeuchte)	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur, Bodenfeuchte	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur
Phosphor					
Kompartimente	P gelöst, P partikulär	anorg. P stark sorbiert, anorg. P, org. P stark sorbiert, org. P	aktiv anorg. P, stabil anorg. P, anorg. P gelöst, org. P, Residue P	aktiv anorg. P, stabil anorg. P, anorg. P gelöst, aktiv org. P, stabil org. P, Residue P, Pflanzen P	Pfl. P, P sorbiert, P gelöst, org. P
Prozesse	mittlere jährliche gelöste und IN und SRP Konzentrationen durch SOILNDB und ICECREAM-Modell geschätzt für verschiedene Landnutzungen	Sorption/Desorption, Mineralisation (Immobilisation), Pfl. Aufnahme	Pfl. Aufnahme, Dekomposition, Mineralisation, Sorption/Desorption	Pfl. Aufnahme, Dekomposition, Mineralisation, sorption/Desorption	Pfl. Aufnahme, Dekomposition, Mineralisation, Sorption/Desorption
Kinetiken	Kinetik o. und 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur	Kinetik o. (org. P) und 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur, Bodenfeuchte	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur, (Bodenfeuchte)	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur, Bodenfeuchte	Kinetik 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur
Kohlenstoff					
Kompartimente	kein	ja	kein	optional	kein
Prozesse	-	org. Bodensubstanz C, anorg. C gelöst, org. C gelöst	-	org. Bodensubstanz, Residue, pfl. Dünger (jeweils C, N, P)	-
Kinetiken	Dekomposition, Mineralisation	Kinetik o. und 1. Ordnung, Raten abhängig von: Temperatur	-	Humifikation, Mineralisation	-
Integration C, N, P Kreislauf	kein	kein	org. Dekompositionsrate identisch	org. Dekompositionsrate identisch, abhängig von C:N, C:P Residue; optional: ja, abhängig von C:N, C:P der neu geformten org. Bodensubstanz	kein
Pflanzenmodell	kein	max. Aufnahme rate skaliert durch zeitabhängige Funktion	Aufnahmerate abhängig von definiertem Wachstumsstadium	Aufnahmerate für definierte Intervalle	Aufnahmerate für definierte Intervalle
räumliche Diskretisierungseinheit	Subbasin> HRU (Landnutzung, Höhenzone)	Subbasin> Landnutzung	ungleichmäßige „Zellen“ aus Landmanagement und Boden	Subbasin>HRU (Landnutzung, Boden, Gefälle)	Subbasin>versiegelt, unversiegelt (Landnutzung)

Abkürzungen: org. = organisch, anorg. = anorganisch, Pfl. = Pflanzen, IN = inorganic N, SRP = soluble reactive P

**Tab. 2.3:** Vergleich der Darstellung von Erosion und Sedimenttransport sowie Wasserqualitätsprozesse ausgewählter ökohydrologischer bzw. hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietskala (erweitert nach [Wellen et al. \(2015\)](#))

Kategorie	HBV(-NP)	INCA(NP)	AnnAGNPS	SWAT	HSPF
Erosion	Empirische Funktion von Oberflächenabfluss, Regen und Schneeschmelze	Empirische max. Sediment-Exportrate als Funktion des Oberflächenabflusses, Erosion durch Splash-Erosion (durch Niederschlag) und Flächenerosion (Oberflächenabfluss)	RUSLE bestimmt max. Sedimenttransport. HUSLE bestimmt Anteil der zum Gewässer transportiert wird (Korngrößenverteilung und Deposition)	MUSLE als Funktion des Direktabflusses, „peak flow“, USLE-Faktoren	„Splash-Erosion“ und Transport als Funktion der Transportkapazität (Potenzfunktion von Oberflächenabfluss, Wasserspeicherung und Abfluss)
Sedimenttransport (Gewässer)	Sediment gebundenes P wird abgelagert oder resuspendiert durch empirische Funktion vom Abfluss und Konzentration. Ufererosion durch empirische Funktion in Abhängigkeit von Abfluss und Geometrie	Bagnold Ansatz, berücksichtigt Korngrößen	Bagnold Ansatz, Sedimentkapazität in Abhängigkeit von Schubspannung, berechnet aus Tiefe und Gefälle, 5 Korngrößen	Vereinfachter Bagnold Ansatz (default), optional 3 komplexere Ansätze (berücksichtigen unterschiedliche Korngrößen)	Sedimenttransport in Abhängigkeit der Fließgeschw. oder Toffaleti und Colby Ansatz (kritische Schubspannung und Sedimentation)
Wasserqualität					
Routing	TISR (1 CSTR pro Flussegment)	TISR (1 CSTR pro Flussegment)	PFR	PFR	TISR (n CSTRs pro Flussegment)
Kompartimente	SRP, P partikulär, P sediment, anorg. N, org. N	$NH_4$ , $NO_3$ , SRP, TP, P in Sediment, SRP Sediment, Makrophyten P, Epiphyten P	IN, IP, org. N, org. P	Algen, org. N, $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ , IP, org. P, CBOD, $O_2$	Algen (multiple möglich), Zooplankton, Epiphyten, $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ , $PO_4$ gelöst/sorbiert, Detritus, CBOD $O_2$ , pH
Prozesse	Retention, Produktion, Sedimentation, Resuspension	Nitrifikation, Denitrifikation; P Aufnahme, TP Sedimentation/Resuspension, Sorption/Desorption, Wachstum, Absterben, Dekomposition	nein	Photosynthese, Respiration, Sedimentation (Algen u. Nährstoffe), Nitrifikation, Dekomposition, Belüftung, Sedimentfreisetzung ( $NH_4$ , IP), SOD	Photosynthese, Respiration, Sedimentation (Algen u. Nährstoffe), Fraß, Nitrifikation, Denitrifikation, Dekomposition, Hydrolyse, Belüftung, Sedimentfreisetzung (gelöste Stoffe), Adsorption/Desorption, Volatilisation
Kinetik	1. Ordnung (Temperatur)	1. Ordnung (Temperatur; Phosphor Makrophyten/Epiphyten: Strahlung, Nährstoffe, Selbstbeschattung)	nein	1. Ordnung (Temperatur, einzelne Prozesse: Licht, Nährstoffe, $O_2$ )	1. Ordnung (Temperatur, einzelne Prozesse: Nährstoffe, Licht, pH, $O_2$ )
Punktquellen	constant	constant	constant	constant/Zeitreihe, Siedlungsflächen: USGS Regression Method, Build UP/Wash Off	constant/Zeitreihe, Versiegelte Flächen: 2 verschiedene Build UP/Wash Off Modelle

Abkürzungen: PFR = Plug Flow Reactor (Rohrreaktor), TISR = Tank in Series, IN = inorganic N, SRP = soluble reactive P, IP = inorganic P, org. = organisch, SOD = Sediment Oxygen Demand

Beispiele für ereignisbasierte Modellsysteme, die sich mit ökohydrologischen und Wasserqualitätsaspekten auf der Flussgebietskala befassen, sind z.B. das Agricultural „Non-Point Source Pollution Model“ (AGNPS) (Young et al., 1989), „Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation“ (ANSWERS) (Bouraoui et al., 2002) oder das „Dynamic Watershed Simulation Model“ (DWSM) (Borah et al., 2002). Das bekannteste distributive, physikalisch basierte, kontinuierliche Modellsystem dieser Klasse ist MIKE SHE (Refsgaard and Storm, 2002). Ein Vergleich der genannten Modellsysteme mit den Modellsystemen SWAT und HSPF ist in Borah and Bera (2003) und Borah and Bera (2004) zu finden.

Wellen et al. (2015) untersuchten 257 wissenschaftliche Publikationen, die sich mit der hydrologischen Wasserqualitätsmodellierung auf der Flussgebietsebene befassen. Insgesamt erfassten sie 41 Modellsysteme in ihrer Datenbank, jedoch wurden 83% der untersuchten Studien mit nur fünf der 41 Modellsysteme durchgeführt. Nach Häufigkeit geordnet sind dies: SWAT> INCA> AnnAGNPS> HSPF> HBV.

Im folgenden sollen diese fünf Modellsysteme hinsichtlich ihrer Darstellung von terrestrisch biogeochemischen Stoffkreisläufen (Tabelle 2.2) und der Darstellung von Erosion und Sedimenttransport sowie Wasserqualitätsprozessen (Tabelle 2.3) verglichen werden. Die fünf betrachteten Modellsysteme können anhand ihrer Komplexität wie folgt aufsteigend geordnet werden:

HBV- INCA- AnnAGNPS- SWAT- HSPF

### 2.3.2.1 Erosion im Einzugsgebiet und Sedimenttransport im Gewässer

In Bezug auf die Modellierung der Erosion im Einzugsgebiet verwenden die Modellsysteme HBV, AnnAGNPS und SWAT verschiedene Derivate des empirischen USLE-Ansatzes („Universal Soil Loss Equation“) (Wischmeier and Smith, 1978), nach der der Bodenabtrag  $Sed [t ha^{-1}]$  entsprechend Gleichung 2.10 berechnet wird (Tabelle 2.3).

$$Sed = EI_{USLE} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot L_{USLE} \cdot CFRG_{USLE} \quad (2.10)$$

mit	$EI_{USLE}$	Regenerositätsfaktor
	$K_{USLE}$	Bodenerodierbarkeitsfaktor
	$C_{USLE}$	Bodenbedeckungsfaktor
	$P_{USLE}$	Erosionsschutzfaktor
	$L_{USLE}$	Hanglängenfaktor
	$CFRG_{USLE}$	Grobkorn-Faktor

Die im Modellsystem AnnAGNPS verwendete RUSLE behält die generelle Struktur der USLE, jedoch wurden die Gleichungen zur Bestimmung der einzelnen Faktoren modifiziert. Der größte Vorteil der RUSLE (Revised-USLE) gegenüber der USLE liegt in dem modifizierten L Faktor. Dieser ermöglicht die Bestimmung des Bodenabtrags in Abhängigkeit des hortonischen Oberflächenabflusses und in dem modifiziertem C-Faktor,

der nun anhand von generellen Informationen über die Vegetation bestimmt werden kann (Merriitt et al., 2003). In dem Modellsystem SWAT wird die MUSLE (Modified-USLE) verwendet. Im Falle der MUSLE wird der „rainfall energy factor“ durch einen „run-off factor“ mit dem Ziel ersetzt, die MUSLE ereignisbasiert, in Abhängigkeit einzelner Sturmereignisse, anwenden zu können (Cârdei, 2010). Des Weiteren ist der Oberflächenabfluss ein besserer Indikator für die Berechnung der Erosion, da dieser von der Niederschlagsintensität und der Bodenfeuchte abhängig ist (Neitsch et al., 2011b). Hingegen ist der Erosionsansatz in den Modellsystemen INCA und HSPF zum Teil physikalisch basiert (Jarritt and Lawrence, 2006; Bicknell et al., 1996). Der Bodenabtrag wird anhand kalibrierter konzeptioneller Gleichungen in Abhängigkeit des Oberflächenabflusses, der Fließgeschwindigkeit und der Transportkapazität berechnet. Beide Modellsysteme unterscheiden die Erosionsformen Splash- und Flächenerosion.

Im Falle des Sedimenttransportes im Gewässer dominieren Modelle, die auf dem konzeptionellen Bagnold-Ansatz basieren (Bagnold, 1977). Im Bagnold-Ansatz wird die Sediment-Transportkapazität des Gewässers in Abhängigkeit des Abflusses oder der maximalen Fließgeschwindigkeit bestimmt. Ist die aktuelle Sedimentfracht größer als die Transportkapazität, kommt es zu Deposition, ist sie kleiner, erfolgt Resuspension. Abgesehen von dem HBV-Modellsystem, können die übrigen betrachteten Modellsysteme den Transport unterschiedlicher Kornfraktionen berücksichtigen. In INCA und HSPF wird eine Massenbilanz des Sedimentes vom Einzugsgebiet bis zum Gebietsauslass verfolgt, dies ist bei SWAT und AnnAGNPS nicht der Fall. HBV berücksichtigt Erosion und Sedimenttransport im Gewässer nur indirekt als Eintragspfad und Transportmedium für Phosphor.

### **2.3.2.2 Terrestrische, biogeochemische Stoffkreisläufe (C, N, P) und Pflanzenwachstum**

Die betrachteten Modellsysteme verfügen über Teilmodule, um die Umsetzungs- und Transportprozesse von Stickstoff und Phosphor auf der Landphase und in Gewässern zu beschreiben. Die Mehrheit der Modellsysteme beschränkt sich dabei auf die Betrachtung von anorganischem sowie organischem bzw. partikulärem Stickstoff und Phosphor (HBV, HYPE und AnnAGNPS). Als Zielgröße dieser Modellsysteme dient meistens die Ermittlung von Gesamtfrachten an Stickstoff und Phosphor. Andere Modellsysteme wie INCA betrachten einzelne Stickstoff- und Phosphorspezies wie z.B. Ammonium und Nitrat, und assoziierte Prozesse, wie z.B. Nitrifikation und Denitrifikation, differenzierter. Hingegen ermöglichen SWAT und HSPF eine detaillierte Betrachtung der verschiedenen Stickstoff- und Phosphorspezies und weiterer Wasserqualitätsparameter, wie z.B. den biologischen Sauerstoffbedarf (eng.: Biological Oxygen Demand, BOD) oder gelösten Sauerstoff.

Abgesehen von HBV verfügen die betrachteten Modellsysteme über Ansätze, um die biogeochemischen Stoffkreisläufe von Stickstoff und Phosphor im Boden zu beschreiben

(Tabelle 2.2). In der Weiterentwicklung des Modellsystems HBV, dem Modellsystem HYPE, wurde jedoch ein entsprechendes Teilmodul implementiert (Lindström et al., 2010). Der Kohlenstoffkreislauf im Boden wird explizit nur in INCA (Oni et al., 2012) und in einem optionalem Teilmodul in SWAT berücksichtigt (Kemanian et al., 2011), jedoch nicht in dem Standard-Ansatz von SWAT. In der Literatur lassen sich aber auch Beispiele finden, in denen die Modellsysteme SWAT (oder SWIM) mit komplexen mechanistischen Kohlenstoffmodellen, wie z.B. CENTURY, gekoppelt wurden (Zhang et al., 2013; Post et al., 2007). Exemplarisch ist die Darstellung des Stickstoffkreislaufes im Boden für die Modellsysteme SWAT, HYPE, HSPF und INCA in Abbildung 2.13 im Anhang dargestellt.

In INCA werden zwar einzelne anorganische Stickstoff- und Phosphorspezies berücksichtigt, jedoch wird die organische Substanz des Bodens in Form eines Reaktionsterms nullter Ordnung vereinfacht als unendliche Quelle für die Mineralisation von Nährstoffen betrachtet (Whitehead et al., 1998). Die Struktur der Teilmodelle zur Darstellung der biogeochemischen Stoffkreisläufe von Stickstoff und Phosphor ist in den betrachteten Modellen zum Teil sehr ähnlich (AnnAGNPS, SWAT und HSPF) und basiert in grundlegenden Teilen auf dem Modellsystem EPIC (Erosion/Productivity Impact Calculator) (Sharpley and Williams, 1990). Die organischen und anorganischen Komponenten des Stickstoffkreislaufes werden in eine kleine Anzahl konzeptioneller Kompartimente unterteilt. Die Flüsse zwischen den einzelnen Kompartimenten werden durch Reaktionsraten erster Ordnung bestimmt, die durch Umweltfaktoren wie z.B. Temperatur, Bodenfeuchte oder Nährstoffe modifiziert werden (Gleichung 2.11).

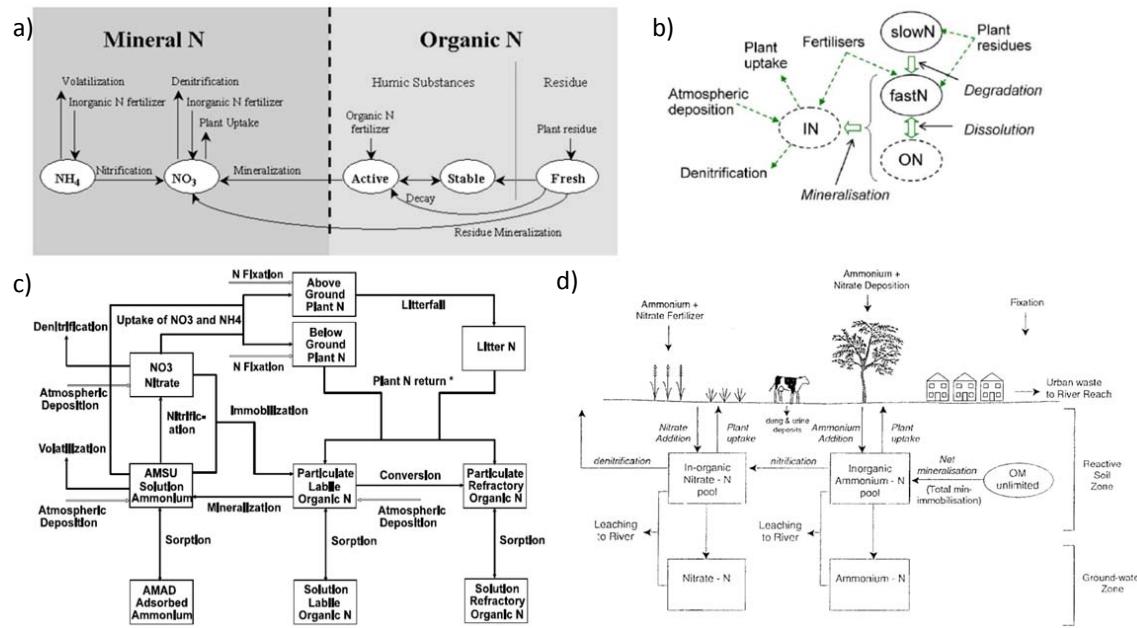
$$\frac{dC}{dt} = k \cdot C \cdot f(T, \theta, NST) \quad (2.11)$$

mit	$C$	Stoffkonzentration	$[g\ m^{-3}]$
	$t$	Zeit	$[d]$
	$k$	Reaktionsrate	$[d^{-1}]$
	$f(T, \theta, NST)$	Umweltfaktor als Funktion von z.B. Temperatur $T$ , Bodenfeuchte $\theta$ oder Nährstoffe $NST$	$[-]$

Die organische Substanz des Bodens wird meistens in ein schnell reagierendes aktives und ein langsam reagierendes stabiles Kompartiment unterteilt. Oft wird zusätzlich noch ein weiteres schnell reagierendes organisches Kompartiment berücksichtigt, das frisches pflanzliches Material umfasst.

Im Zusammenhang mit den organischen Stoffkompartimenten werden die Prozesse Dekomposition und Mineralisation von den genannten Modellsystemen berücksichtigt. Wobei der gegenläufige Prozess der Mineralisierung und Immobilisierung von Nährstoffen durch die mikrobielle Biomasse als eine Netto-Mineralisierungsrate dargestellt wird. Lediglich in SWAT wird ein Einfluss des C:N bzw. C:P Verhältnisses des Substrates auf die Netto-Mineralisierungsrate berücksichtigt (Neitsch et al., 2011b) (Gleichung 2.12).





**Abb. 2.13:** Darstellung des terrestrischen Stickstoffkreislaufes im Boden in den Modellsystemen a) SWAT (Neitsch et al., 2011b), b) HYPE (Lindström et al., 2010), c) HSPF (Bicknell et al., 1996), d) INCA (Whitehead et al., 1998).

$$f_{ntr} = \begin{cases} \exp\left(-0.693 \frac{\epsilon_{C:N} - 25}{25}\right) \\ \exp\left(-0.693 \frac{\epsilon_{C:P} - 200}{200}\right) \\ 1.0 \end{cases} \quad (2.12)$$

mit  $f_{ntr}$  Nährstoff-Faktor [–]  
 $\epsilon_{C:N}$  Residue C:N Verhältnis [–]  
 $\epsilon_{C:P}$  Residue C:N Verhältnis [–]

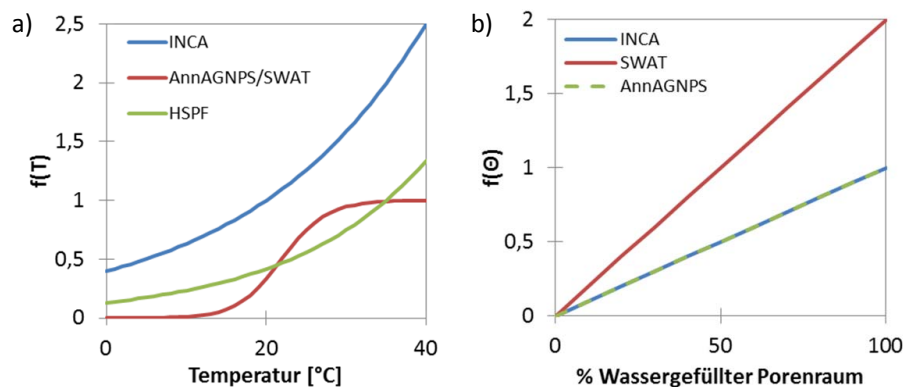
Gleichung 2.12 basiert auf der Beobachtung, dass die Mineralisierungsrate zurückgeht, wenn z.B. das C:N Verhältnis des Substrates einen Bereich von 20-25 überschreitet (siehe Kapitel 2.2.2). Dies ist in der Stöchiometrie der mineralisierenden Mikroorganismen begründet, die für ein Wachstum ein stabiles C:N Verhältnis von etwa 8 benötigen. Für jeden Anteil an Stickstoff, der durch die Mikroorganismen metabolisch umgesetzt wird, benötigen sie 24 Teile Kohlenstoff, von denen 8 Teile metabolisch umgesetzt werden und 16 Teile in Form von  $\text{CO}_2$  veratmet werden (Brady and Weil, 2002). Daraus ergibt sich, dass bei der Umsetzung von stickstoffreichem Substrat ( $\approx \text{C:N} < 24$ ) die Mineralisierung ungehemmt abläuft und mineralischer Stickstoff, der von den Mikroorganismen nicht benötigt wird, an den Boden abgegeben wird. Andersherum, wenn stickstoffarmes Substrat umgesetzt wird ( $\approx \text{C:N} > 24$ ), kann eine Hemmung der Mineralisierung beobachtet werden, wenn die Mikroorganismen den fehlenden Stickstoff nicht durch die Immobilisierung von Stickstoff aus der Bodenlösung kompensieren können (Porporato et al., 2003).

In Bezug auf die anorganischen Stickstoffverbindungen werden von allen Modellsystemen die Prozesse Denitrifikation und Pflanzenaufnahme als generelle Verlustterme von anorganischem Stickstoff im Boden berücksichtigt. Modellsysteme wie INCA, SWAT oder HSPF, die die anorganischen Stickstoffspezies  $NH_4$  und  $NO_3$  differenziert betrachten, berücksichtigen außerdem die Nitrifikation, als Umwandlung von  $NH_4$  zu  $NO_3$ . Die Volatilisation von  $NH_4$  und die N-Fixierung werden nur von den komplexeren Modellsystemen SWAT und HSPF berücksichtigt.

In Bezug auf anorganischen Phosphor wird die Aufnahme durch Pflanzen als genereller Verlustterm berücksichtigt. Die Prozesse der Sorption und Desorption werden von den betrachteten Modellsystemen auf verschiedene Art und Weise modelliert. In den Modellsystemen HBV und HSPF wird vereinfacht von einem instantanem Gleichgewicht zwischen gelöstem und sorbiertem Phosphor ausgegangen, welches einer Freundlich-Isotherme folgt. In INCA, SWAT und AnnAGNPS werden die Sorption und Desorption als zeitlich dynamische Prozesse betrachtet. In INCA wird das Gleichgewicht zwischen gelöstem und sorbiertem Phosphor über definierte Sorptions- und Desorptionsraten bestimmt (diese Option kann in HSPF optional gewählt werden). Der Sorptions- und Desorptionsansatz von SWAT und AnnAGNPS ist ebenfalls dynamisch. Dieser basiert auf einem durch Konzentrationsgradienten (diffusiv) getriebenen Austausch von Phosphor zwischen drei anorganischen P-Kompartimenten (Jones et al., 1984a). Eine weiterführende Zusammenfassung der genannten Gleichungen und Modellansätze der Phosphorsorption im Boden ist in McGechan and Lewis (2002) und McGechan (2002) zu finden.

Der Einfluss der Bodentemperatur auf die Reaktionskinetik wird in allen betrachteten Modellsystemen berücksichtigt. In den Modellsystemen INCA und HSPF wird der Theta-Ansatz verwendet, um den Einfluss der Temperatur auf Reaktionsraten zu modellieren. In AnnAGNPS und SWAT wird eine logistische Funktion eingesetzt (Abbildung 2.14 a). Umsatzprozesse im Boden werden primär durch Mikroorganismen gesteuert. Die optimale Temperatur für solche Organismen liegt bei 30 bis 35 °C (Parton et al., 2015). Ein Nachteil des Theta-Ansatzes ist, dass keine Limitierung mit zunehmender Temperatur stattfindet, sodass hohe Bodentemperaturen zu unrealistisch hohen Umsatzraten führen können.

Wie von Porporato et al. (2003) hervorgehoben, hat der Bodenwassergehalt einen bedeutenden Einfluss auf die Umsatzprozesse im Boden und kann, insbesondere in ariden oder tropischen Klimaten, im Jahresgang den Einfluss der Temperatur überwiegen. Ein Einfluss der Bodenfeuchte auf die Umsatzprozesse im Boden wird nur in INCA, AnnAGNPS und SWAT berücksichtigt. In allen drei Modellsystemen wird der Faktor  $f(\Theta)$  als lineare Funktion mit einem Maximum beim Sättigungswassergehalt dargestellt (Abbildung 2.14 b). Wie unter anderem von Linn and Doran (1984) gezeigt, weisen die Prozesse der Respiration und der Nitrifikation eine maximale Rate im Bereich der Feldkapazität (FK) auf, während eine wasserbedingte Limitierung der Prozesse unterhalb der FK und eine sauerstoffbedingte Limitierung oberhalb der FK zu beobachten ist (siehe Abbildung 2.5, Kapitel 2.2.2.2). Ein Anstieg der Aktivität der Denitrifikanten ist



**Abb. 2.14:** Funktionen zur Modellierung des Einflusses der a) Temperatur und b) des Bodenwassergehaltes der Modellsysteme INCA, AnnAGNPS, SWAT und HSPF.

ab einem Bodenwassergehalt größer FK zu beobachten, mit einem Maximum in Bereich des Sättigungsgehaltes. Der Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Denitrifikation wird in den drei Modellsystemen als „on/off“ Funktion betrachtet, welche einen Wert von 1 annimmt, wenn der Bodenwassergehalt über einem bestimmten Grenzwert liegt (oft 0,9). Wenn der Bodenwassergehalt darunter liegt, wird die Funktion auf 0 gesetzt. In SWAT wird außerdem noch die Abhängigkeit der Denitrifikation im Boden von der Nitratkonzentration und der Konzentration an organischem C berücksichtigt.

Generell ist zu festzustellen, dass die Integration der in den betrachteten Modellsystemen implementierten Stoffkreisläufe von Stickstoff und Phosphor meistens nicht vorhanden ist (Tabelle 2.2). Dieser Ansatz steht im deutlichem Gegensatz zu biogeochemischen Stoffkreislaufmodellen der Feldskala, wie z.B. bei DNDC oder DAYCENT (Manzoni and Porporato, 2009). In HBV, INCA und HSPF werden der Stickstoff- und Phosphorkreislauf im Boden unabhängig voneinander betrachtet, mit unterschiedlichen Reaktionsraten, die z.B. die Dekomposition von organisch gebundenem Stickstoff und Phosphor beschreiben. Dies ist auch für andere Modellsysteme aus Tabelle 2.1 der Fall, wie z.B. HSPF und HYPE. Im Falle von HSPF unterscheidet sich z.B. auch die betrachtete Anzahl an organischen Stickstoff- und Phosphorkompartimenten. In AnnAGNPS und SWAT ist die Anzahl an org. N und P Kompartimenten synchronisiert und die Reaktionsraten der organischen Kompartimente sind identisch. Der organische Kohlenstoff im Boden wird allerdings nicht explizit betrachtet. Wie schon beschrieben, wird eine Rückkopplung des C:N und C:P Verhältnisses des Substrates auf den Prozess der Netto-Mineralisation, unter den betrachteten Modellen, nur von dem Modellsystem SWAT berücksichtigt. Da es sich aber um einen Netto-Mineralisationsansatz handelt, wird die Immobilisierung von Nährstoffen vernachlässigt. Neben dem Standard Stickstoff- und Phosphorkreislauf im Modellsystem SWAT, kann optional ein vereinfachtes integriertes C, N, P Modell genutzt werden, welches auf dem Modell C-Farm basiert (Kemanian and Stöckle, 2010; Kemanian et al., 2011). Somit ist SWAT unter den betrachteten Modellsystemen das einzige, in dem eine „echte“ Integration der Stoffkreisläufe von C, N und P stattfindet.



Auch die Interaktion mit der Vegetation wird in den betrachteten Modellsystemen unterschiedlich dargestellt. Abgesehen von dem Modellsystem SWAT wird in den übrigen betrachteten Modellsystemen kein explizites Pflanzenwachstum modelliert. Vielmehr wird eine Nährstoff-Aufnahmerate definiert, die über tabellarisch festgelegte Intervalle oder durch eine Funktion skaliert wird. In HBV wird eine Nährstoffaufnahme durch Pflanzen nicht explizit modelliert, hier wird eine langfristige mittlere Nährstoffkonzentration im Boden mittels der externen Modelle SOILNDB und ICECREAM ermittelt. In AnnAGNPS und HSPF werden für definierte Wachstumsstadien bzw. Zeitintervalle definierte Aufnahmeraten festgelegt. In INCA wird die Pflanzenaufnahmerate über eine Sinusfunktion in Abhängigkeit des Jahrestages skaliert. Dieser Ansatz wird auch in ähnlicher Form von HYPE verwendet. In SWAT hingegen wird ein vereinfachtes Wachstumsmodell verwendet, welches auf dem Wachstumsmodell des Modellsystems EPIC basiert ([Sharpley and Williams, 1990](#)). Das Wachstumsmodell basiert auf dem sogenannten „Heat Unit Ansatz“, nach dem ab einer pflanzenspezifischen Grenztemperatur Gradtage akkumuliert werden, über welche die Phänologie der Pflanze gesteuert wird, z.B. die Entwicklung des LAI („Leaf Area Index“). Der Aufbau von Pflanzenbiomasse wird mittels einer pflanzenspezifischen Strahlungs-Nutzungs-Effizienz in Abhängigkeit der Strahlung und des LAI berechnet. Die Aufnahme von Nährstoffen wird über einen Differenzansatz in Abhängigkeit des aktuellen Nährstoffgehaltes in der Pflanzenbiomasse und dem optimalen Gehalt bestimmt ([Neitsch et al., 2011b](#)). In einer Pflanzendatenbank sind für über 100 verschiedene Pflanzen spezifische Parameter in SWAT hinterlegt.

### 2.3.2.3 Transport und Wasserqualitätsprozesse im Gewässer

Alle betrachteten Modellsysteme sind grundsätzlich in der Lage, die aus der Landphase stammenden Stoffe entlang des Gewässernetzes zu transportieren (eng.: routing). Unter den betrachteten Modellen finden zwei vereinfachte konzeptionelle Stofftransportansätze Anwendung: der Rohrreaktor (eng.: Plug Flow Reactor, PFR) und die Rührkesselskaskade (eng.: Tanks in Series, TISR), welche eine Aneinanderreihung von vollständig durchmischten Rührkesseln (eng.: Completely Stirred Tank Reaktor, CSTR) repräsentiert ([Chapra, 2008](#)) (Abbildung 2.15 a, b, c). Eine ausführlichere Beschreibung der genannten Transportansätze ist in Anhang C gegeben. SWAT und AnnAGNPS verwenden ein PFR, um Stoffe durch das Gewässernetz zu transportieren, während in HBV, INCA und HSPF ein TISR verwendet wird. Der PFR vereinfacht den Transportprozess zu einem rein advektiven System, während der CSTR ein rein diffusives bzw. dispersives System darstellt. Die Rührkesselskaskade ist der einfachste Ansatz, ein System darzustellen, in dem der Stofftransport durch Advektion und Dispersion erfolgt. Jedoch ist anzumerken, dass das Ausmaß der Dispersion im TISR von der Anzahl der CSTRs abhängig ist und es sich um eine numerische Dispersion handelt. Wird die räumliche Diskretisierung gröber, steigt der numerische Fehler und damit die numerische Dispersion [Socolofsky and Jirka \(2002\)](#). In den Modellsystemen HBV und INCA wird pro Teilfläche ein Flussegment

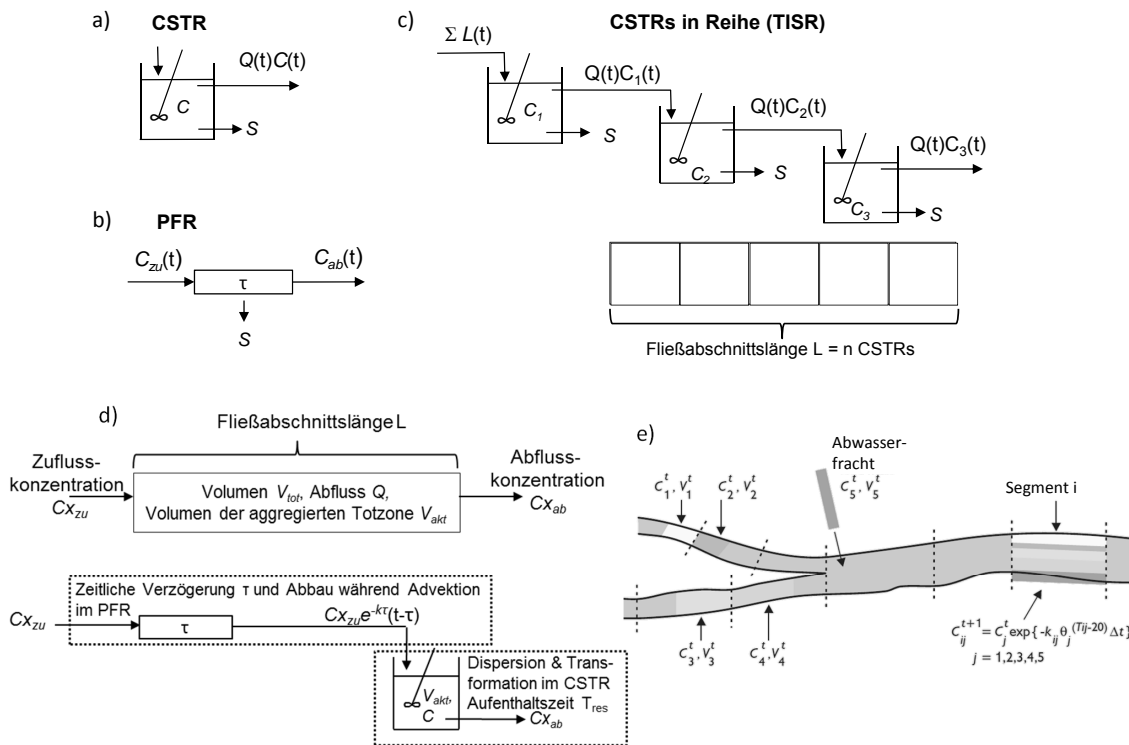
angenommen, welches aus einem Rührkessel besteht. Somit ist der Dispersionsprozess abhängig von der Teilflächengröße, und die Beeinflussung der Dispersion erfordert eine Anpassung der Teilflächegeometrie. In HSPF kann das Flussegment einer Teilfläche in eine definierte Anzahl an Teilflussegmente untergliedert werden. Dadurch kann gezielter Einfluss auf das Ausmaß der Dispersion genommen werden, jedoch ist immer noch ein Eingreifen in die Modellgeometrie erforderlich. Neben diesen Transportansätzen existieren noch weitere alternative Transportansätze, um die Advektion und Dispersion in Gewässern zu beschreiben, die allerdings vergleichsweise selten Anwendung finden. Ein alternativer Ansatz ist das Aggregierte Totzonen Modell (eng.: Aggregated Dead Zone Model, ADZ) (Beer and Young, 1983; Wallis, 1994). Das ADZ Modell ist ebenfalls ein konzeptionelles Modell, in dem die komplexen physikalischen Transportprozesse vereinfacht dargestellt werden. Im ADZ Modell wird der Fließgewässerabschnitt durch einen PFR, der mit einem CSTR in Reihe geschaltet ist, beschrieben (Abbildung 2.15 d). Der CSTR steht symbolisch für die aggregierte Totzone. In der aggregierten Totzone werden alle Effekte zusammengefasst, die zu dispersiven Prozessen führen. Das Ausmaß der Advektion und Dispersion wird durch die beiden ADZ Modellparameter  $\tau$  und  $T_{res}$  gesteuert. Die gesamte Aufenthaltszeit im Fließgewässerabschnitt entspricht somit nach Wallis (1994):

$$\bar{t} = T_{res} + \tau = \frac{L}{u} \quad (2.13)$$

mit	$L$	Länge des Fließgewässerabschnittes	[m]
	$u$	mittlere Fließgeschwindigkeit	[m s <sup>-1</sup> ]
	$T_{res}$	Verweilzeit eines Stoffes in der aggregierten Totzone	[s <sup>-1</sup> ]
	$\tau$	zeitliche Verzögerung durch advektiven Transport	[s <sup>-1</sup> ]

Das ADZ Modell ist in seiner einfachsten Form in dem Modellsystem ArcEGMO implementiert (Voß, 2005), welches jedoch nur konservativen Transport bzw. einen einzelnen Abbauterm erster Ordnung erlaubt. Eine weitere Alternative ist ein lagrangebasierter Ansatz (Loucks et al., 2005). Hierbei werden einzelne Wasserpakete gebildet und in ihrem Verlauf betrachtet (Abbildung 2.15 e). Es wird somit eine Kette von Wasserpaketen verwaltet, an deren Enden Wasserpakete hinzugefügt oder entfernt werden können. Es tritt keine numerische Dispersion auf. Diese kann aber über Mischströme zwischen den Paketen berücksichtigt werden. Eine dem Gewässer entsprechende Dispersion kann somit direkt angegeben werden (Bach, 2011). Ein Modellsystem, in dem ein lagrangebasierter Ansatz Anwendung findet, ist z.B. BlueM (Bach, 2011).

Abgesehen von dem Modellsystem AnnAGNPS, in dem die im Gewässer transportierten Stoffe als konservativ betrachtet werden, berücksichtigen die betrachteten Modellsysteme Prozesse, die die Transformation und Retention der transportierten Stoffe im Gewässer beeinflussen (Tabelle 2.3). Beispielhaft sind die Kompartiment-Schemata der Wasserqualitätsprozesse der Modellsysteme HYPE (HBV-NP), INCA-N, INCA-P und SWAT in Abbildung 2.16 zusammengestellt. In den betrachteten Modellsystemen



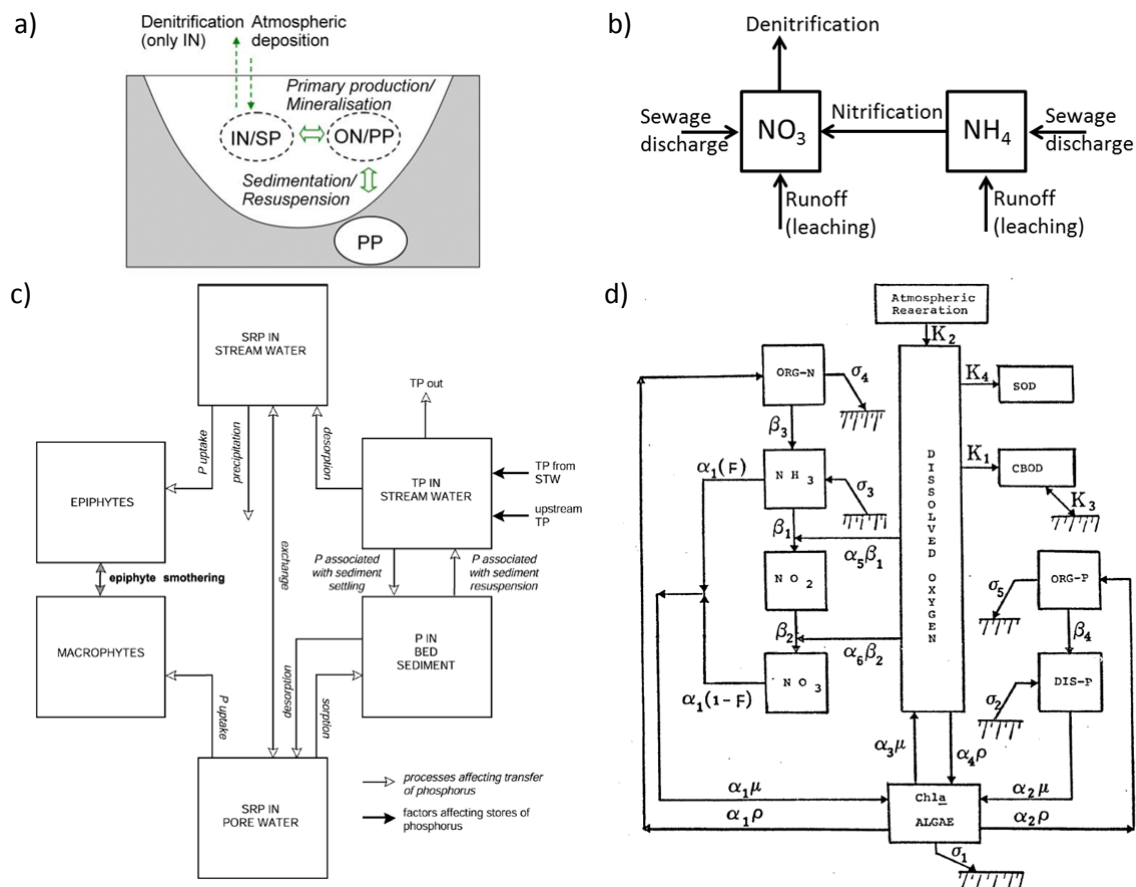
**Abb. 2.15:** Schematische Darstellung konzeptioneller Transportmodelle: a) des Rührkesselmodells (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR), b) des Rohrreaktors (Plug Flow Reaktors, PFR), c) der Rührkesselkaskade (Tank in Series Model) und d) des Aggregierte Totzonen Modells (Aggregated Dead Zone Model, ADZ) (verändert nach Lees et al. (1998)), e) lagrangebasierter Ansatz (verändert nach Loucks et al. (2005)).

werden die Wasserqualitätsprozesse unterschiedlich komplex berücksichtigt. Analog zu den biogeochemischen Stoffkreisläufen der Landphase, werden auch die Wasserqualitätsprozesse in Form gewöhnlicher Differenzialgleichungen mittels Reaktionskinetiken erster Ordnung, die von verschiedenen Umweltfaktoren abhängig sein können, abgebildet (siehe Gleichung 2.11). Die Abhängigkeit der modellierten Prozesse von der Wassertemperatur wird in den betrachteten Modellen durch das Theta-Modell realisiert. Es wird also von einem unbegrenzten exponentiellen Anstieg der Reaktionsrate mit steigender Wassertemperatur ausgegangen (Chapra, 2008).

Das Modellsystemen HBV-NP (und HYPE) verfügt über die einfachste Betrachtungsweise von Wasserqualitätsprozessen, welche stark abstrahiert dargestellt werden. Analog zur Landphase werden gelöste und partikuläre N und P Verbindungen betrachtet. Es wird zwischen den Prozessen Produktion, Retention sowie Sedimentation und Resuspension (nur Phosphor) in Flüssen und Seen unterschieden, wobei im Falle von Stickstoff die Denitrifikation als Verlustterm berücksichtigt wird (Abbildung 2.16 a).

Die Betrachtung der Wasserqualitätsprozesse im Modellsystem INCA ist differenzierter. Wie bereits angemerkt, besteht INCA aus mehreren Modellsystemen für verschiedene Stoffe, die parallel betrieben werden. Im Falle von INCA-N wird Stickstoff in Form von  $NH_4$  und  $NO_3$  betrachtet (Abbildung 2.16 b). Die einzigen Prozesse, die im Zusammenhang mit dem Stickstoffkreislauf im Gewässer berücksichtigt werden, sind Nitrifikation

und Denitrifikation (Whitehead et al., 1998). Eine Interaktion mit pflanzlicher Biomasse, in Form von Algen oder Makrophyten, wird nicht berücksichtigt. Das Wasserqualitätsmodell, das in INCA-P implementiert ist, um die Umsatz- und Transportprozesse von Phosphor im Gewässer zu beschreiben, ist wesentlich komplexer als die Prozessumsetzung in INCA-N (Wade et al., 2002b). In der Wassersäule und im Sediment werden die anorganischen Kompartimente gesamter Phosphor (TP) und gelöster reaktiver Phosphor (SRP) als Teilmenge von TP berücksichtigt (Abbildung 2.16 c). Des Weiteren wird Phosphor, welcher in der pflanzlichen Biomasse gespeichert wird, in Form der Stoffkompartimente Makrophyten, Epiphyten und Algen berücksichtigt. Es wird von einem instantanem Gleichgewicht zwischen SRP und TP ausgegangen, welches durch eine Freundlich-Isotherme gesteuert wird. Generell wird die Biomasse der pflanzlichen P-Kompartimente durch die Prozesse Wachstum, Absterben und Dekomposition beeinflusst. Die Wachstumsrate wird dabei von einer Reihe von Umweltfaktoren abhängig gemacht: SRP-Konzentration, der Temperatur und der solaren Strahlung, sowie der Selbstbeschattung. Um die wechselseitige Beeinflussung von Makrophyten und Epiphyten zu simulieren, wird zwischen diesen eine Räuber-Beute Beziehung angenommen, ähnlich wie sie im Lotka-Volterra-Modell realisiert ist (Wade et al., 2002b).



Im Unterschied zu den bisher betrachteten Wasserqualitätsmodellen der Modellsysteme HBV und INCA, die sich auf die Parameter Stickstoff und Phosphor beschränken, sind in SWAT und HSPF komplexere Wasserqualitätsmodelle implementiert, die die Umsatzprozesse von Stickstoff, Phosphor und Sauerstoff in Rückkopplung mit der Biomasse integriert betrachten.

In SWAT ist ein Wasserqualitätsmodell implementiert, welches von dem Wasserqualitätsmodell QUAL2E (Brown and Barnwell, 1987) abgeleitet wurde. QUAL2E ist ein anerkanntes eigenständiges Wasserqualitätsmodell, welches primär von der US-EPA als Planungswerkzeug im Rahmen der TMDL-Ermittlung genutzt wird. QUAL2E ist ein eindimensionales, quasi-stationäres Wasserqualitätsmodell. Es nimmt konstante Zuflüsse und Stofffrachten an, erlaubt aber einen täglichen Tagesgang meteorologischer Randbedingungen, wie z.B. Temperatur und Strahlung. Die Wasserqualitätsmodelle von SWIM und ESWAT sind ebenfalls von QUAL2E, bzw. im Falle von SWIM von dem SWAT-QUAL2E Modell abgeleitet (Hesse et al., 2012). Die Kompartimente und Flüsse des in SWAT implementierten QUAL2E Modells sind in Tabelle 2.3 und Abbildung 2.16 d zusammengefasst. Der gelöste Sauerstoff und die Algen nehmen eine zentrale Stellung in dem Wasserqualitätsmodell ein und stehen über einer Reihe von Prozessen in Wechselwirkung mit den Umsatzprozessen von Stickstoff und Phosphor sowie dem biologischem Sauerstoffbedarf. Es werden ausschließlich planktische Algen betrachtet. Epiphyten und Makrophyten werden nicht berücksichtigt. Das Wachstum der Algen ist neben der Temperatur von der Strahlung und von Nährstoffen (N,P) abhängig. Das Sediment wird nicht explizit modelliert, sondern nur implizit, indem es als Senke für organischen Stickstoff, Phosphor, Sauerstoff und Algen sowie als Quelle für  $NH_4$  und  $PO_4$  (als Reaktionsterm nullter Ordnung) betrachtet wird. Die Nitrifikation ist von der Sauerstoffkonzentration abhängig. Im Gegensatz zu den bisher betrachteten Wasserqualitätsmodellen wird der Prozess der Denitrifikation im Gewässer vernachlässigt. In Stillgewässern werden in SWAT Transformationsprozesse vernachlässigt, stattdessen wird eine allgemeine Sedimentationsrate als Verlustterm angesetzt.

Das Wasserqualitätsmodell in HSPF ist komplexer als das in SWAT implementierte QUAL2E Modell. Zusätzlich zu den in SWAT berücksichtigten Kompartimenten und Prozessen können in HSPF z.B. multiple Algenpopulationen, Epiphyten und Zooplankton berücksichtigt werden (Bicknell et al., 1996). Des Weiteren wird in HSPF die Akkumulation und der Abbau der betrachteten Stoffe im Sediment modelliert. Somit kann das Wasserqualitätsmodell des Modellsystems HSPF in Bezug auf die berücksichtigten Wasserqualitätsprozesse (jedoch nicht in Bezug auf die Hydrodynamik) mit komplexen eigenständigen Wasserqualitätsmodellsystemen wie CE-QUAL-W2 (Cole and Wells, 2003), WASP (Wool et al., 2001) oder SOBEK (Delft Hydraulics, 2014) auf eine Stufe gestellt werden.

### 3 Folgerungen aus der Literaturanalyse

In Kapitel 2.3 wurde ein Überblick über den aktuellen Stand ökohydrologischer bzw. Wasserqualitätsmodelle auf der Flussgebietsebene gegeben. Es wurde auf die Darstellung und Komplexität von Prozessen relevanter Teilmodule wie Erosion, biogeochemische Stoffkreisläufe, Pflanzenwachstum und Wasserqualität eingegangen. Der Überblick stellt natürlich nur eine Teilmenge der publizierten Modellsysteme dar, jedoch umfasst der Vergleich eine Reihe von Modellsystemen unterschiedlicher Komplexität. Wie bereits erwähnt, haben die beschriebenen Modellsysteme Stärken und Schwächen, welche immer in Bezug auf ihre Zielsetzung zu sehen sind.

#### 3.1 Ergebnisse der Literaturanalyse und Auswahl eines geeigneten Modellsystems als Grundlage für die Erweiterung von PANTA RHEI

Ein Großteil der in Kapitel 2.3.2 untersuchten Modellsysteme betrachtet schwerpunktmäßig den Export von Stickstoff und Phosphor aus dem Einzugsgebiet. In diesen Modellsystemen wird nur zwischen gelösten und partikularen Stoffen unterschieden. Es werden also keine differenzierten Stoffformen, wie z.B.  $NH_4$ ,  $NO_2$  oder  $NO_3$  betrachtet. Das Ziel dieser Modellsysteme ist die Ermittlung von Stofffrachten aus dem Einzugsgebiet sowie eine mögliche Änderung dieser Stofffrachten durch grundlegende Management-Maßnahmen (oder veränderte Umweltbedingungen). Ein Teil dieser Modellsysteme beschränkt sich auf Transformationsprozesse auf der Landphase, während im Gewässer ein konservativer Transport angenommen wird (z.B. AnnAGNPS). Andere Modellsysteme, wie z.B. HBV oder HYPE, berücksichtigen grundlegende Wasserqualitätsprozesse in Form von einfachen konzeptionellen Retentionsansätzen. Dieser frachtorientierte Ansatz hat sich im Rahmen des TMDL-Programms und der EG-WRRL für viele Fragestellungen als geeignetes Werkzeug erwiesen (EPA, 2005; Hattermann, 2010; Vanrolleghem, 2010).

Horn et al. (2004) stellte fest, dass ein steigender Bedarf für Modellsysteme mit integrierten Wasserqualitätsroutinen auf der Flussgebietsebene besteht, die über diesen rein frachtbezogenen Ansatz hinausgehen (z.B. im Kontext der EG-WRRL und der Klimafolgenforschung). Diese Modelle beinhalten eine integrierte Betrachtung von Wasserqualitätsprozessen, die eine Interaktion zwischen der aquatischen Biomasse (Algen, Makrophyten), Sauerstoff, Nährstoffen (N, P), Detritus und Sediment berücksichtigt. Jedoch wurden bisher nur wenige Versuche unternommen, diese Prozesse in Modellsysteme auf der Flussgebietsebene zu implementieren.

Das Modellsystem INCA stellt eine Art Zwischenstufe dar. INCA besteht aus einem Set von separaten Modellsystemen, die jeweils einen Schwerpunkt auf die Modellierung der Wasserqualitätsprozesse der Stoffe Stickstoff, Phosphor, Sediment oder Kohlenstoff legen. Eine Interaktion zwischen diesen Teilmodellen ist nicht vorhanden und die Komplexität der Teilmodelle unterscheidet sich zum Teil beträchtlich (z.B. Stickstoff und Phosphor, siehe Kapitel 2.3.2).

In den Modellsystemen HSPF und SWAT (und seiner Derivate SWIM und ESWAT) ist



ein Wasserqualitätsmodell implementiert und es werden Transformationsprozesse auf der Landphase berücksichtigt. Damit sind diese Modellsysteme grundsätzlich geeignet, um die Grundlage für die Erweiterung des Modellsystems PANTA RHEI zu bilden.

Wie in Kapitel 2.3.2 herausgearbeitet, hebt sich SWAT von HSPF durch eine konsistentere Darstellung biogeochemischer Stoffkreisläufe der Landphase ab. Eine ähnliche Feststellung trifft auch [Borah and Bera \(2003\)](#), welche SWAT als vielversprechendes Modellsystem in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten und HSPF in Bezug auf urban geprägte Einzugsgebiete hervorheben. Des Weiteren wird in SWAT und seinen Derivaten ein größerer Schwerpunkt auf ökohydrologische Aspekte gelegt, indem grundlegende Rückkopplungen zwischen Pflanzenwachstum, Bodenfeuchte und Evapotranspiration berücksichtigt werden ([Chen et al., 2014](#)). Der Quellcode von HSPF ([USGS, 2015](#)) und SWAT ([TAMU, 2015](#)) ist frei verfügbar. Beide Modellsysteme verfügen über eine frei verfügbare Dokumentation. Auch wenn die Dokumentation von HSPF sehr umfangreich ist, werden Gleichungen oft unvollständig dargestellt. Im Gegensatz dazu ist die Dokumentation von SWAT in den meisten Fällen sehr gut. Unter Anbetracht der genannten Aspekte wird die Grundstruktur des Modellsystems SWAT als Basis für die Erweiterung von PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem verwendet.

Wie nachfolgend und in Kapitel 4 beschrieben, werden einige Module mit ihren Prozessbeschreibungen aus SWAT übernommen und falls erforderlich modifiziert. Andere Module werden selbst entwickelt. In Anlehnung an SWAT, wird das Modellsystem PANTA RHEI um folgende neue Module erweitert:

1. Terrestrischer, biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)
2. Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement
3. Erosion
4. Punktuelle Quellen und Siedlungsabwässer
5. Wasserqualität

[Horn et al. \(2004\)](#) stellte fest, dass in den Fällen, in denen eine Implementierung von Wasserqualitätsprozessen auf der Flussgebietsebene erfolgt ist, bisher nur wenige Testanwendungen durchgeführt wurden und dass zusätzliche Tests und Erfahrungen erforderlich sind. Dies trifft auch auf das SWAT Modell zu. Verschiedene Studien haben Defizite in der Beschreibung der Wasserqualitätsprozesse im SWAT-Modell aufgezeigt, die eine Überprüfung und Erweiterung dieser Ansätze erforderlich machen ([Santhi et al., 2001](#); [van Griensven and Bauwens, 2003](#); [Migliaccio et al., 2007](#); [Hesse et al., 2012](#); [White et al., 2014](#)).

Eine Zusammenfassung von aktuellen Entwicklungen und Defiziten in der Modellierung mit SWAT sind in [Krysanova and Arnold \(2008\)](#), [Gassman et al. \(2007\)](#) sowie [Deb and Shukla \(2011\)](#) zu finden. [Pohlert et al. \(2005\)](#) sowie [Pohlert et al. \(2007\)](#) zeigten theoretische Schwächen in der Kozeptionierung des biogeochemische Stoffkreislaufmodells

von SWAT auf. [Pohlert et al. \(2007\)](#) implementierte das komplexe biogeochemische Stoffkreislaufmodell DNDC in SWAT, um diese Defizite zu überwinden, und konnte dadurch eine deutliche Verbesserung der Modellierung der Nitratfrachten aus dem untersuchten Einzugsgebiet erreichen.

Daher wird im Rahmen der Implementierung der neuen Module in PANTA RHEI ein besonderer Entwicklungsschwerpunkt auf die Module 1 und 5 gelegt. Im folgenden wird eine kurze Zusammenfassung der Hauptdefizite von SWAT in Bezug auf die Module 1 und 5 gegeben:

#### **1. Defizite biogeochemische Stoffkreisläufe im Boden:**

Ein Schwerpunkt von SWAT ist die Modellierung des Austragens von Nitrat aus dem Einzugsgebiet. Zum einen stellt [Borah et al. \(2006\)](#) die Stärke von SWAT heraus, die Nitratauswaschung im Boden zu simulieren. Zum anderen wird angemerkt, dass die Umwandlungs- und Transportprozesse anderer N-Verbindungen vernachlässigt werden. [Pohlert et al. \(2007\)](#) identifizierten Defizite in der Darstellung des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufes im Boden (siehe Abbildung 2.13 a). Ein Kritikpunkt ist der Netto-Mineralisierungsansatz. Zum einen erfolgt eine direkte Mineralisierung zu Nitrat. Eine stufenweise erfolgende Mineralisierung über die Prozesse der Ammonifikation und Nitrifikation und deren Zwischenprodukte Ammonium und Nitrit werden vernachlässigt. Zwar wird Ammonium als Systemvariable berücksichtigt, jedoch gelangt Ammonium ausschließlich durch den Eintrag von anorganischem Dünger in das System. Zum anderen werden die gegenläufigen Prozesse der Immobilisierung und Mineralisierung nicht berücksichtigt. Die Netto-Mineralisationsrate wird zwar bei einem ungünstigem C:N oder C:P Verhältnis verringert, jedoch wird keine Immobilisierung von anorganischem Stickstoff aus der Bodenlösung modelliert. Des Weiteren erfolgt die Aufnahme von anorganischem Stickstoff durch Pflanzen nur in Form von Nitrat, obwohl bekannt ist, dass Pflanzen sowohl Nitrat als auch Ammonium aufnehmen. Ein weiterer Kritikpunkt ist, dass Ammonium nicht aus dem Boden ausgetragen werden kann, sondern nur gelöstes Nitrat und partikulärer organischer Stickstoff.

Des Weiteren soll die Integration der Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden verbessert werden ([Wellen et al., 2015](#)). Vor ca. 5 Jahren wurde ein vereinfachtes biogeochemisches Stoffkreislaufmodell in SWAT implementiert, in dem eine integrierte Betrachtung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor erfolgt ([Kemanian and Stöckle, 2010](#); [Kemanian et al., 2011](#)). Das neue Modell zeigt gute Ergebnisse in der Modellierung der langfristigen Kohlenstoffdynamik im Boden ([Kemanian et al., 2011](#)). Jedoch wird die Dynamik der Stickstoffmineralisierung überschätzt, da die Immobilisierung von N in der SOM vom C:N Verhältnis der neu gebildeten SOM bestimmt wird und somit keine temporäre Immobilisierung von N in der mikrobiellen Biomasse stattfindet ([Kemanian, 2013](#)) (analog gilt dies für Phosphor). Die von [Pohlert et al. \(2007\)](#) genannten Defizite bleiben auch bei diesem Ansatz erhalten.

[Porporato et al. \(2003\)](#) hebt die Bedeutung der Bodenfeuchte als kontrollierenden Umweltfaktor von Transformationsprozessen biogeochemischer Stoffkreisläufe hervor.



Besonders unter dem Aspekt, dass die geplante Testanwendung des erweiterten Modellsystems PANTA RHEI in den sommerfeuchten Tropen erfolgt, macht diesen Punkt relevant, da in den sommerfeuchten Tropen eine ausgedehnte Trockenzeit vorhanden ist. Wie in Kapitel 2.3.2 gezeigt, wird die Bodenfeuchte als kontrollierender Faktor auf Prozesse im Boden von SWAT zwar grundsätzlich berücksichtigt, jedoch sind die verwendeten Gleichungen stark vereinfacht. Daher sollen in PANTA RHEI verbesserte Funktionen zur Simulation des Einflusses der Bodenfeuchte auf die Umsatzprozesse von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden nach Porporato et al. (2003) und Fujita et al. (2013) berücksichtigt werden.

## 2. Wasserqualitätsmodell:

Das Wasserqualitätsmodell des Modellsystems SWAT basiert auf dem eigenständigem Wasserqualitätsmodell QUAL2E. Die Wasserqualitätsmodelle der SWAT Derivate SWIM und ESWAT basieren ebenfalls auf QUAL2E. Das QUAL2E Modell in SWIM entspricht weitestgehend dem QUAL2E Modell in SWAT (Hesse et al., 2012), während das QUAL2E Modell in ESWAT einige Weiterentwicklungen beinhaltet (van Griensven and Bauwens, 2003). Auf diese wird im Verlauf dieses Absatzes eingegangen. Das ursprüngliche QUAL2E Modell basierte auf dem phänomenologischen Streeter-Phelps Modell (Streeter and Phelps, 1925), dessen Hauptsystemvariablen der gelöste Sauerstoffgehalt (DO) und der BOD (eng.: Biological Oxygen Demand, BOD) sind. Später wurde das Modell QUAL2E um weitere Prozesse und Systemvariablen erweitert, sodass sich ein dreistufiger Modellaufbau ergibt (Masliev et al., 1995):

1. Phänomenologische Ebene: Das traditionelle Streeter-Phelps Modell mit den Systemvariablen BOD und DO.
2. Biochemische Ebene: Das um die Systemvariablen Ammonium, Nitrat, Nitrit und Sauerstoffbedarf des Sedimentes (eng.: Sediment Oxygen Demand, SOD) erweiterte Streeter-Phelps Modell.
3. Ökologische Ebene: Erweiterung um ein Algenmodell mit den Systemvariablen organischer Stickstoff, organischer Phosphor, gelöster Phosphor und Algenbiomasse (als Chlorophyll-a).

Aufgrund dieser Entwicklungsstufen ist die Massenbilanz des QUAL2E Modells nicht immer konsistent (siehe Abbildung 2.16 d, Kapitel 2.3.2). Zum Beispiel können mehr Nährstoffe aus dem Sediment freigesetzt werden, als in der Vergangenheit abgelagert wurden, da es keine Sedimentkompartimente gibt. Stattdessen werden nur Sedimentationsraten und konstante Freisetzungsraten definiert. Auch die Verwendung von BOD als Kenngröße für organischen Kohlenstoff führt zu weiteren Inkonsistenzen in der Massenbilanz, da dieser unabhängig von absterbender Algenbiomasse behandelt wird (Rauch et al., 1998; Shanahan et al., 1998; Reichert et al., 2001). Hier ist zu berücksichtigen, dass es sich bei dem ursprünglichen QUAL2E Modell um ein stationäres Modell handelt. QUAL2E wird hauptsächlich eingesetzt, um TMDLs unter (konstanten) Niedrigwasser-Situationen (z.B. das 7-tägige Niedrigwasser mit einer Jährlichkeit von 10 Jahren, 7Q10)

zu bestimmen. Unter diesen Umständen ist es sinnvoll, konstante Freisetzungsraten zu definieren. In einem dynamischen Modell, wie SWAT, ist dies jedoch weniger sinnvoll. Wie in Kapitel 2.2.3 und 2.2.3.5 beschrieben, kann z.B. die Akkumulation und die Freisetzung (Mineralisierung) von organischem Material im Sediment einen ausgeprägten Jahresgang aufweisen. Besonders bedeutsam ist diese Dynamik in Klimaten mit einer ausgeprägten Regen- und Trockenzeit. Eine zeitliche Dynamik wird bei dem bestehenden Ansatz dadurch erreicht, dass die Freisetzungsraten durch die Temperatur modifiziert werden. In den gemäßigten Breiten, in denen ausgeprägte Temperaturwechsel im Jahresgang herrschen, kann dadurch eine gewisse Dynamik erzeugt werden. In ariden oder tropischen Klimaten ist dies jedoch nicht der Fall. Es kann sogar zu unerwünschten Effekten führen, wenn kühlere Temperaturen in der Regenzeit mit einem erhöhten Eintrag von organischer Substanz zusammenfallen. Des Weiteren werden sich die Freisetzungsraten aus dem Sediment ändern, wenn sich die Eintragsbedingungen in das Gewässer ändern. Zum Beispiel wird sich der SOD eines Fließgewässers verringern, wenn die organische Belastung einer Punktquelle verringert wird. Damit ist dieser Ansatz im Rahmen von Szenarien mit geänderten Randbedingungen nur bedingt einsetzbar.

Ein weiteres Defizit des QUAL2E Modells ist, dass nur Phytoplankton berücksichtigt wird und keine sessilen Algen oder Makrophyten (Santhi et al., 2001). Dies ist ein häufiges Defizit in Wasserqualitätsmodellen (Sharma and Kansal, 2013). Wie in Kapitel 2.2.3 dargestellt, ändert sich die Dominanz in der Primärproduktion von Periphyton/Makrophyten dominiert im Oberlauf, zu Phytoplankton dominiert in Richtung Mündung. Die Einzugsgebietsgröße bzw. die Aufenthaltszeit des Wassers im betrachteten Einzugsgebiet spielt eine entscheidende Rolle, da das Phytoplankton eine gewisse Zeit braucht, um eine nennenswerte Populationsdichte in der fließenden Welle zu erreichen. Nixdorf et al. (2002) gibt als Grenzwert für eine Planktondominanz im Fließgewässer eine Einzugsgebietsgröße von etwa 1000-5000 km<sup>2</sup> an. Da allerdings noch weitere Umweltfaktoren eine Rolle spielen, ist dies nur ein grober Richtwert. Zum Beispiel zeigte Hesse et al. (2012) den großen Einfluss der Phytoplanktonpopulation auf den Jahresgang von Stickstoff und Phosphor im 24.130 km<sup>2</sup> großen Saaleeinzugsgebiet (Deutschland) auf. Im Gegensatz dazu zeigte Santhi et al. (2001) auf, dass der SWAT-QUAL2E Ansatz nicht geeignet ist, um die Wasserqualität im Periphyton dominierten Bosque River (4277 km<sup>2</sup>) in den USA zu modellieren. Shanahan et al. (2001) hebt die Bedeutung von Sedimentprozessen und benthischen Prozessen im Ober- und Mittellauf von Fließgewässern gegenüber pelagial-dominierten Prozessen im Unterlauf von Fließgewässern hervor. In Anbetracht der genannten Aspekte ist es nicht verwunderlich, dass Migliaccio et al. (2007) durch den Einsatz des SWAT-QUAL2E Modells im 681 km<sup>2</sup> großen War Eagle Creek Einzugsgebiet (USA), im Vergleich zum SWAT Modell ohne QUAL2E, keine signifikanten Verbesserungen in den Simulationsergebnissen erzielen konnte.

Das QUAL2E Modell in ESWAT, VUB-QUAL genannt, beinhaltet einige Weiterentwicklungen, um diesen Defiziten entgegenzuwirken (van Griensven and Bauwens, 2003). Zum Beispiel erfolgt eine Schließung der Massenbilanz und es werden diverse Sediment-

kompartimente eingeführt. Auch werden Makrophyten eingeführt, jedoch wirken sich deren Prozesse nur auf die Bildung von Sauerstoff und organischer Substanz aus. Daher soll VUB-QUAL als Grundlage für das Wasserqualitätsmodul in PANTA RHEI fungieren.

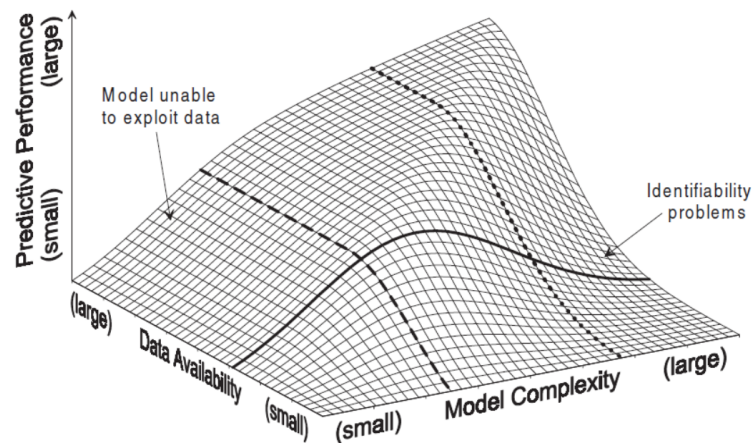
### 3.2 Aspekte der Einzugsgebietsmodellierung in Bezug auf Daten und Modellkomplexität

Wie von Krysanova et al. (2009) dargelegt, ist es ein generelles Problem, dass die allgemeine Datenverfügbarkeit in den meisten Fällen nicht ausreicht, um hydrologische Wasserqualitätsmodellsysteme vollständig zu kalibrieren bzw. im vollen Umfang zu testen. Dies gilt insbesondere für die Komponenten biogeochemische Stoffkreisläufe und Wasserqualität. Hydrologische Wasserqualitätsmodellsysteme benötigen eine große Menge an Eingangsdaten, wie z.B. meteorologische Zeitreihen, detaillierte Informationen über Landnutzung und -management oder bodenphysikalische und -chemische Parameter, welche oft nur in begrenztem Umfang vorhanden sind. Die Datenverfügbarkeit ist somit in den meisten Fällen der limitierende Faktor in Bezug auf die Güte der Modellierungsergebnisse.

Der Grad der Modellkomplexität ist sehr bedeutend sowohl für den Modellentwickler als auch für den Modellanwender. Daraus ergibt sich die Frage, wie detailliert die Prozessbeschreibung in einem ökohydrologischen bzw. hydrologischen Wasserqualitätsmodell sein muss, um die betrachteten Prozesse am besten zu beschreiben.

Man könnte glauben, dass mit zunehmendem Detaillierungsgrad des Modells eine bessere Wiedergabe realer Prozesse garantiert ist (Simmons and Hunt, 2012). Die Anwendung komplexer prozessbasierter Modelle hat gezeigt, dass die Modellkomplexität nicht als Selbstzweck dienen sollte, sondern immer als Kompromisslösung verstanden werden sollte (Krysanova et al., 2005). Nach Krysanova et al. (2009) sollte bei der Modellentwicklung folgende Regel befolgt werden: Wenn ein komplexes natürliches Phänomen oder ein Prozess durch vereinfachte mathematische Gleichungen beschrieben werden kann, welche durch allgemein verfügbare Daten parametrisiert werden können, dann sollten diese vereinfachten Gleichungen vorgezogen werden. Werden zu komplexe Ansätze verwendet, kann die Modellparametrisierung problematisch werden, und es kann sehr schwierig bis unmöglich werden, das Modellverhalten zu kontrollieren. Da die Datenverfügbarkeit nicht immer für alle Teilmodelle in gleichem Maße gegeben ist, kann sich der mögliche Detaillierungsgrad zwischen den Teilmodellen unterscheiden. Dennoch sollte darauf geachtet werden, dass der Detaillierungsgrad der Teilmodelle im Einklang zueinander ist. Es ist fraglich, ob gute Ergebnisse erzielt werden können, wenn ein einfaches Modell mit einem komplexen Modell gekoppelt wird (Hattermann, 2010). Das Spannungsfeld zwischen Modellkomplexität, Datenverfügbarkeit und Vorhersagekraft ist in Abbildung 3.1 dargestellt. Das richtige Verhältnis zwischen diesen zu finden wird von Grayson and Blöschl (2000) als „Endlosschleife“ beschrieben.

Modelle die einen höheren Detaillierungsgrad aufweisen als es der optimale wäre,



**Abb. 3.1:** Schematische Darstellung der Beziehung zwischen Modellkomplexität, Datenverfügbarkeit und Vorhersagekraft (Grayson and Blöschl, 2000).

werden als „überparametrisiert“ bezeichnet. In einem überparametrisierten Modell ist die Anzahl der Parameter zu groß, um sie anhand der verfügbaren Datenbasis eindeutig zu identifizieren. Somit kann leicht die Kontrolle über das Modellverhalten verloren gehen, und bedeutende Prozesse können nicht verifiziert werden. Allgemein sollte man bedenken, dass ein globales optimales Parameterset in solchen Modellen nicht existiert. Stattdessen existieren mehrere Parametersets, die zu ähnlichen Ergebnissen führen. Dieses Problem wird als Äquifinalität bezeichnet (Beven, 2012). Ein weiterer Grund für uneindeutige Modellparameter kann eine hohe Korrelation von Parametern untereinander sein. Wenn z.B. zwei Parameter stark miteinander korreliert sind, dann ergeben sich viele Möglichkeiten an Kombinationen von diesen zwei Parametern, die zu quasi identischen Ergebnissen führen (Vanrolleghem, 2010). Parameter von Teilmodellen, die anhand der vorhandenen Datenbasis nicht eindeutig identifiziert werden können, sollten im Idealfall aus dem Modell entfernt werden. Andererseits kann es sein, dass diese Teilmodelle konzeptionell für die Umsetzung des Modells erforderlich sind und somit nicht auf diese Teilmodelle verzichtet werden kann, auch wenn sie über nicht eindeutig identifizierbare Parameter verfügen. Die Parameter dieser Teilmodelle werden zwangsläufig schwierig zu kalibrieren und mit einer hohen Unsicherheit behaftet sein. Daher sollten Modellergebnisse niemals als exakte Vorhersagen interpretiert werden, sondern immer im Rahmen der Unsicherheit betrachtet werden, welche aus der Unsicherheit der Modellparameter und der Eingangsdaten resultiert (Hattermann, 2010).

Eine Unsicherheit in den Modellergebnissen ist somit fester Bestandteil der Flussgebietsmodellierung, bzw. der Modellierung im Allgemeinen (Wagener and Gupta, 2005). Besonders in Bezug auf eine modellgestützte Entscheidungsfindung im Rahmen der Bewertung und Umsetzung von Maßnahmen ist es von großem Wert, die Unsicherheit der Modellergebnisse zu betrachten. Im Allgemeinen besteht Konsens, dass eine Analyse der Unsicherheiten von Modellergebnissen Bestandteil der Modellierung sein sollte. Jedoch ist es ein komplexes und bisher ungelöstes Problem, alle Quellen der Unsicherheit eines

Modells zu berücksichtigen und zu analysieren (Hattermann, 2010). Die Hauptquellen der gesamten Unsicherheit eines Modells können in drei Hauptgruppen unterteilt werden (Wagener and Gupta, 2005):

- Unsicherheit in den Eingangsdaten: Resultieren zum Beispiel aus Messfehlern von Daten, die als Antrieb (Input), aber auch als Referenz (Output) für das Modell dienen sowie aus der Datenaufbereitung (z.B. aus der räumlichen Interpolation von Niederschlagsdaten).
- Unsicherheit in den Modellparametern: Bezieht sich auf die Unsicherheit, die aus der Kalibrierung von Modellparametern anhand von ungenügenden Kalibrierungsdaten herrührt. Die Folge sind Schwierigkeiten in der Identifizierung eines eindeutigen optimalen Parametersets. Folglich gibt es mehrere Parametersätze, die ähnlich gute Ergebnisse liefern.
- Unsicherheit in der Modellstruktur: Beschreibt die Unsicherheiten, die aus der konzeptionellen Darstellung und der Vereinfachung eines realen Systems herrühren. Diese umfassen z.B. die mathematische Formulierung und Verknüpfung von Prozessen, aber auch das räumliche Diskretisierungsschema oder das numerische Lösungsschema.

Für eine Quantifizierung der Unsicherheiten ist die Anwendung weiterführender Methoden der Unsicherheitsanalyse notwendig (z.B. Mishra, 2009). Diese Untersuchungen waren nicht das prioritäre Ziel dieser Arbeit, stellen aber ein wichtiges Thema für zukünftige Untersuchungen dar.

Ein Begriff der häufig im Zusammenhang mit der Unsicherheitsanalyse fällt, ist der der Sensitivitätsanalyse. Die Sensitivität beschreibt die Reaktion des Modells auf Veränderungen der Modellparameter oder des Modellinputs. Ist z.B. die Änderung des Modellergebnisses als Reaktion auf die Änderung eines Modellparameters groß, dann ist dieser Modellparameter sensitiv und für die Kalibrierung des Modells besonders relevant. Es existieren verschiedene Verfahren, um eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen. Grundsätzlich unterscheidet man zwischen lokalen und globalen Verfahren (Saltelli, 2008). Am häufigsten werden lokale Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Hierbei wird die Sensitivität der Parameter eines bestimmten Parametersets analysiert. Dazu wird der zu untersuchende Parameter im Rahmen eines definierten Bereiches variiert, während die übrigen Parameter fixiert werden. Indem dieses Vorgehen für jeden Parameter wiederholt wird, kann die Sensitivität jedes Parameters bestimmt werden (van Griensven et al., 2006). Man muss jedoch bedenken, dass die durch diese Methode ermittelte Parametersensitivität nur für den Parameterraum des untersuchten Parametersets gilt. Besonders wenn die Beziehungen der Parameter untereinander stark nichtlinear sind, kann sich ein Parameter, der sich als nicht sensitiv herausgestellt hat, im Rahmen eines anderen Parametersets als sensitiv erweisen (Vanrolleghem, 2010). Solche Zusammenhänge können nur mittels einer globalen Sensitivitätsanalyse über den gesamten Parameterraum untersucht werden



(Saltelli, 2008; van Griensven et al., 2006). Eine globale Sensitivitätsanalyse kann z.B. im Rahmen einer Monte-Carlo-Simulation durchgeführt werden (Muleta and Nicklow, 2005).

### 3.3 Folgerungen aus der Literaturanalyse und weiteres Vorgehen

Basierend auf einer Literaturanalyse wurde das Modellsystem SWAT als Grundlage für die Erweiterung des hydrologischen Modellsystems PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem ausgewählt. Die Erweiterung von PANTA RHEI erfordert die Implementierung von fünf neuen Modulen in das bestehende Modellsystem. Bei der Implementierung der fünf neuen Module in PANTA RHEI wird ein besonderer Schwerpunkt auf die Module 1 (terrestrische biogeochemische Stoffkreisläufe C, N, P) und 5 (Wasserqualität) gelegt, um Defiziten entgegenzuwirken, die im Rahmen verschiedener Forschungsarbeiten identifiziert wurden (siehe Kapitel 2.3.2 und 3.1).

Ein Ziel der Arbeit ist eine aussagekräftige ökohydrologische Modellierung des Wasserhaushaltes (Wassermenge) und der Wasserqualität der bedeutendsten Zuflüsse des Thi Vai Ästuars in den sommerfeuchten Tropen. Die Modellierung soll mit dem zu erweiternden hydrologischen Modellsystems PANTA RHEI erfolgen (siehe Kapitel 1.2).

Hierzu wird die Funktionalität des erweiterten ökohydrologischen Modellsystems PANTA RHEI zunächst an dem Teileinzugsgebiet Bung Mon getestet. Das Teileinzugsgebiet Bung Mon wurde aus dem Grund ausgewählt, weil die Datenverfügbarkeit für dieses Teileinzugsgebiet am besten ist. Neben dem Abfluss sind die Hauptzielgrößen die Konzentrationen und Frachten der Stoffe: gelöster Sauerstoff,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $TN$ ,  $PO_4$  und  $TP$  sowie  $TSS$ . In den sommerfeuchten Tropen ist im Jahresgang ein deutlicher Wechsel zwischen den dominanten Eintragspfaden und Prozessen im Einzugsgebiet festzustellen (siehe Kapitel 2.2.3.5). Im Rahmen der vorhandenen Datenbasis soll untersucht werden, inwiefern es das erweiterte Modellsystem ermöglicht, die daraus resultierenden täglichen und saisonalen Veränderungen der betrachteten Parameter zu simulieren. Auf Grundlage der Modellanwendung im Bung Mon Einzugsgebiet, erfolgt anschließend eine Anwendung des Modellsystems auf die benachbarten Einzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac. Basierend auf dem kalibrierten Modellsystem werden die Auswirkungen möglicher Szenarien zur Entwicklung der Landnutzung und der Bevölkerung auf die Wasserqualität der betrachteten Einzugsgebiete untersucht.

## 4 Das ökohydrologische Modell PANTA RHEI WQ

### 4.1 Das hydrologische Modell PANTA RHEI

Die nachfolgende Beschreibung des hydrologischen Modells PANTA RHEI (altgriechisch: ‚alles fließt‘) wurde in Teilen der Programmdokumentation (LWI-HYWAG and IfW, 2012) sowie der Arbeit von Förster (2013) entnommen. Das hydrologische Modellsystem PANTA RHEI wird an der Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz (HYWAG) des Leichtweiß-Instituts für Wasserbau (LWI) an der TU Braunschweig in Kooperation mit der Ingenieurgesellschaft Institut für Wassermanagement IfW GmbH entwickelt. PANTA RHEI geht als Weiterentwicklung aus den Arbeiten von Rother (1974) und Riedel and Maniak (1999) sowie aus den Modellen NASMO<sup>1</sup> (Stödter, 1994) und NAXOS<sup>2</sup> (Riedel, 2004) hervor. Für Forschungsarbeiten wird PANTA RHEI zunehmend um physikalisch-basierte Prozessalgorithmen erweitert, um den Anforderungen der Klimafolgenforschung gerecht zu werden (Förster et al., 2012; Gelleszun et al., 2013).

PANTA RHEI bietet somit vielfältige Anwendungsmöglichkeiten und wird in nationalen wie internationalen Projekten für folgende Aufgaben eingesetzt (Meon and Gocht, 2012; Förster, 2013; Meon et al., 2015):

- Planungsmodell für integrierte Hochwasserschutzkonzepte und Bemessungsabflüsse mithilfe von Kurz- und Langzeitsimulationen.
- Wasserhaushaltsmodell in der Klimafolgenforschung und für Stauanlagenbemessung mittels Langzeitsimulationen.
- On-Line-Hochwasservorhersagemodell, kontinuierlich eingesetzt in der niedersächsischen Hochwasservorhersagezentrale und in internationalen Projekten.

PANTA RHEI wird in der Programmiersprache C++ entwickelt. Das Modell verfügt über eine grafische Benutzeroberfläche (GUI, siehe Abbildung 4.1) sowie eine Schnittstelle über die eine Reihe von Datenformaten geographischer Informationssysteme (GIS) eingelesen werden können. Über die GUI können Teile des Pre-Processings, die Datenverwaltung, Kalibrierung und Teile des Post-Processing durchgeführt werden. Alle für die Simulation relevanten hydrologischen Modelldaten werden in einer Datenbank verwaltet. Hierzu zählen sowohl räumliche Daten des Gebietes als auch Zeitreihen und Modellparameter. Die Datenbank ist wiederum mit einer Projektdatei verknüpft.

In Bezug auf die räumliche Untergliederung ist PANTA RHEI als semi-distributives (eng.: semi-distributed) Modell einzuordnen. Das bedeutet, dass die räumliche Untergliederung des Einzugsgebietes in Form von Teileinzugsgebieten bzw. Teilflächen erfolgt. Die Teilflächen werden wiederum in Hydrotöpfe (eng.: hydrologic response unit, HRU oder auch hydrological similar unit, HSU) unterteilt. In einem Hydrotopf werden Flächen

<sup>1</sup> Abkürzung: Niederschlag-Abfluss-Modell.

<sup>2</sup> Abkürzung: Niederschlag-Abfluss-Modell für X-Operationssysteme. Des Weiteren existiert ein speziell für die Hochwasservorhersage entwickeltes Derivat, welches als PRAEDICT bezeichnet wird.



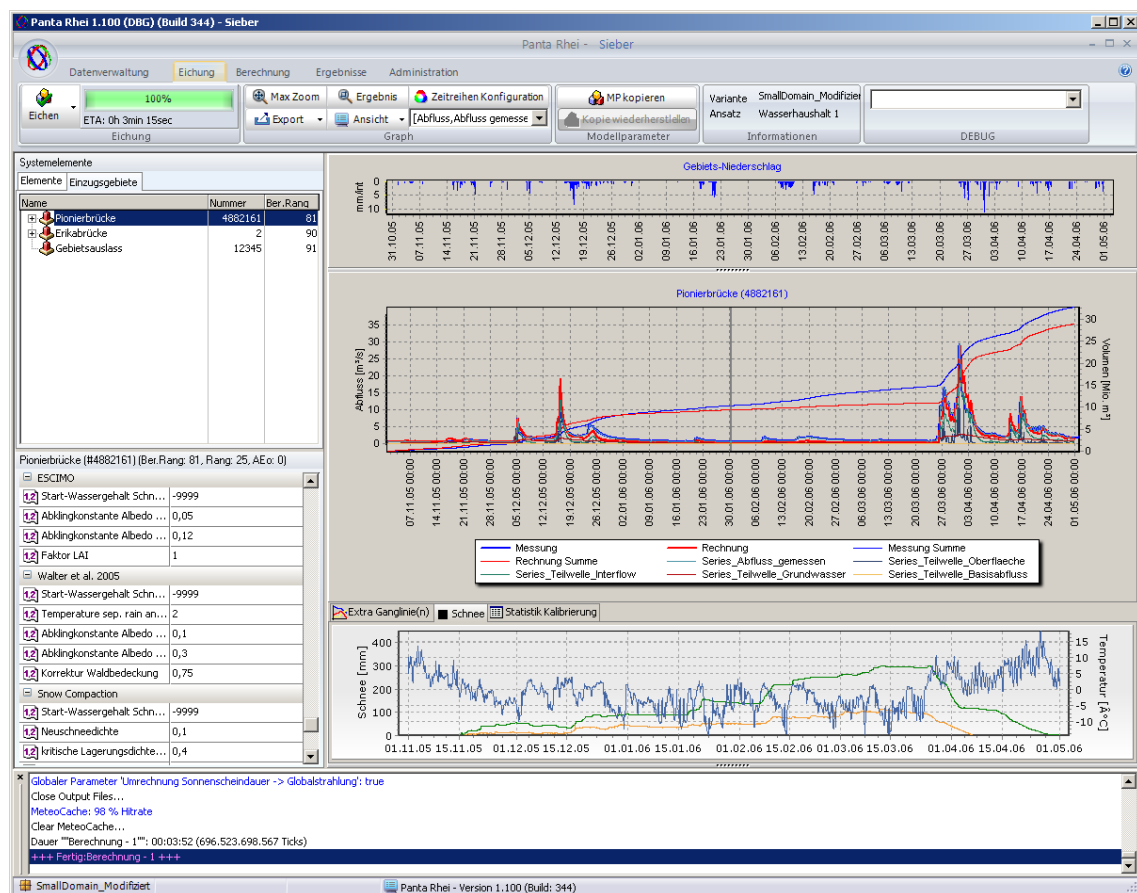


Abb. 4.1: Screenshot des Eichungsfensters des hydrologischen Modells PANTA RHEI (Entnommen aus Förster (2013)).

mit gleichen hydrologischen Eigenschaften bezüglich Landnutzung und Bodenart zusammengefasst, wodurch die Heterogenität innerhalb einer Teilfläche berücksichtigt wird. Es kann aber auch eine beliebige Anzahl weiterer räumlicher Daten genutzt werden, um die Hydrotöpfe zu definieren. Eine direkte Interaktion der Hydrotöpfe innerhalb einer Teilfläche erfolgt nicht. Es wird angenommen, dass die zugrundeliegenden hydrologischen Prozesse unabhängig von der Lage der Hydrotöpfe in der betrachteten Teilfläche in geeigneter Weise modelltechnisch beschrieben werden können.

Der Simulationszeitschritt kann entsprechend der Fragestellung in einem Bereich von einer Minute bis zu einem Tag gewählt werden. Nach LWI-HYWAG and IfW (2012) hat sich ein Zeitschritt von einer Stunde für Ereignis- und Wasserhaushaltssimulationen in der hydrologischen Mesoskala oft als geeignet erwiesen. Hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Untergliederung ist das Modellsystem einschließlich seiner typischen Anwendungen der Mesoskala zugeordnet (Förster, 2013).

PANTA RHEI ist ein deterministisches Modell, d.h. gleicher Input führt immer zum gleichen Ergebnis. Die Schnittstellen von Daten und Prozessmodulen sowie der Datenfluss in PANTA RHEI sind in Abbildung 4.2 dargestellt. In PANTA RHEI können für eine Vielzahl hydrologischer Prozesse (Prozessmodule) verschiedene Ansätze (Berechnungs-

prozeduren) unterschiedlicher Komplexität gewählt werden. Die Prozessbeschreibung ist teilweise als konzeptionell einzustufen, jedoch können für relevante Teilprozesse, wie für den Bodenwasserhaushalt, die Verdunstung, oder Schneeprozesse auch physikalisch basierte Ansätze gewählt werden. So kann z.B. im Falle des Prozessmoduls Schnee zwischen 5 Berechnungsprozeduren (z.B. das konzeptionelle Grad-Tag-Verfahren oder das physikalisch basierte Utah Energy Balance Model) gewählt werden. Abbildung 4.2 zeigt die Grundstruktur des Modellsystems. Es wird zwischen Berechnungsprozeduren auf der Hydrotopebene und der Teilflächenebene unterschieden. Berechnungsprozeduren auf der Hydrotopebene werden durch einen kombinierten gelben und orangen Kasten dargestellt. Auf der Hydrotopebene werden ausschließlich vertikale Prozesse wie Schneeschmelze Interzeption und Verdunstung sowie die Abflussbildung, welche die Infiltration und den Bodenwasserhaushalt zusammenfasst, berechnet. Die Aggregation der Berechnungsergebnisse der Hydrotopebene hin zur Teilflächenebene erfolgt im Allgemeinen durch Mittelwertbildung. Prozesse auf der Teilflächenebene werden durch gelbe Kästen dargestellt. Auf der Teilflächenebene werden überwiegend laterale Prozesse wie die Abflusskonzentration, der Basisabfluss, Zuflüsse aus anderen Teilflächen sowie der Wellenablauf im Gewässer der Teilflächen berechnet. In den grauen Kästen sind jeweils eine Auswahl alternativer Berechnungsprozeduren für das jeweilige Prozessmodul aufgeführt. Auf die hydrologischen Prozessgleichungen des Modells PANTA RHEI sollen im Rahmen dieses Modellüberblicks nicht genauer eingegangen werden. Hierfür sei auf die oben genannten Referenzen verwiesen.

Bisher bietet PANTA RHEI zwei Konfigurationsmöglichkeiten an, die jeweils ausgewählte Prozeduren enthalten. Es wird zwischen dem klassischen „PANTA RHEI-Ansatz“ und dem „Wasserhaushaltsansatz“ unterschieden. Der klassische PANTA RHEI-Ansatz wurde für die Ereignissimulation und für Hochwasservorhersage entwickelt. Der Ansatz wurde schon in dem Vorgängermodellsystem NAXOS verwendet (Riedel, 2004). Der Wasserhaushaltsansatz wurde für Kontinuumssimulationen entwickelt und wird überwiegend im Bereich der Klimafolgenforschung eingesetzt.

Für die Erweiterung zu einem ökohydrologischen Modell PANTA RHEI WQ im Rahmen dieser Arbeit wurde eine dritte Konfigurationsoption eingeführt, die programmintern als „Gewässergüte-Ansatz“ bezeichnet wird. In Abbildung 4.3 sind die vom Autor vorgenommenen Erweiterungen des Modells PANTA RHEI mittels grüner Umrandung hervorgehoben. Die Erweiterungen umfassen im Einzelnen folgende Prozessmodule:

- Pflanzen-Manager
- Pflanzenwachstum
- Erosion
- Stoffumsatzboden
- Gewässergüte

Die Bewegung der Stoffe im Einzugsgebiet erfolgt dabei in Abhängigkeit der Wasserflüsse,

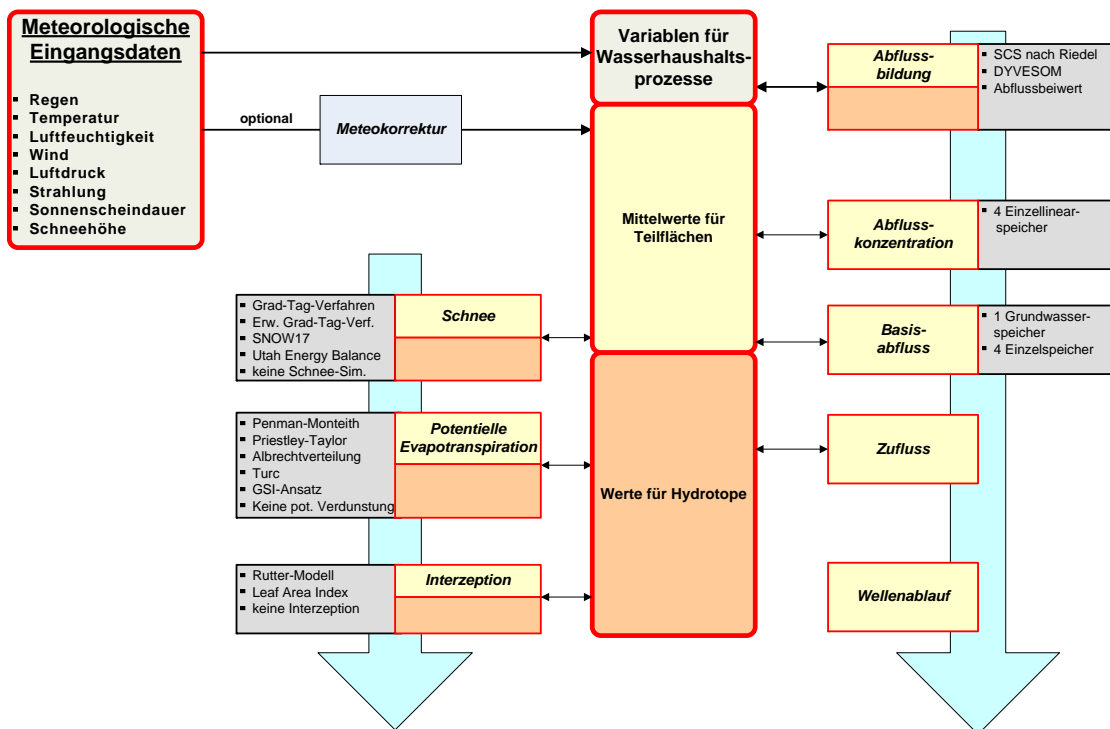


Abb. 4.2: Schnittstellen von Daten, Prozessmodulen und der Datenfluss des hydrologischen Modells PANTA RHEI. Entnommen aus LWI-HYWAG and IfW (2012).

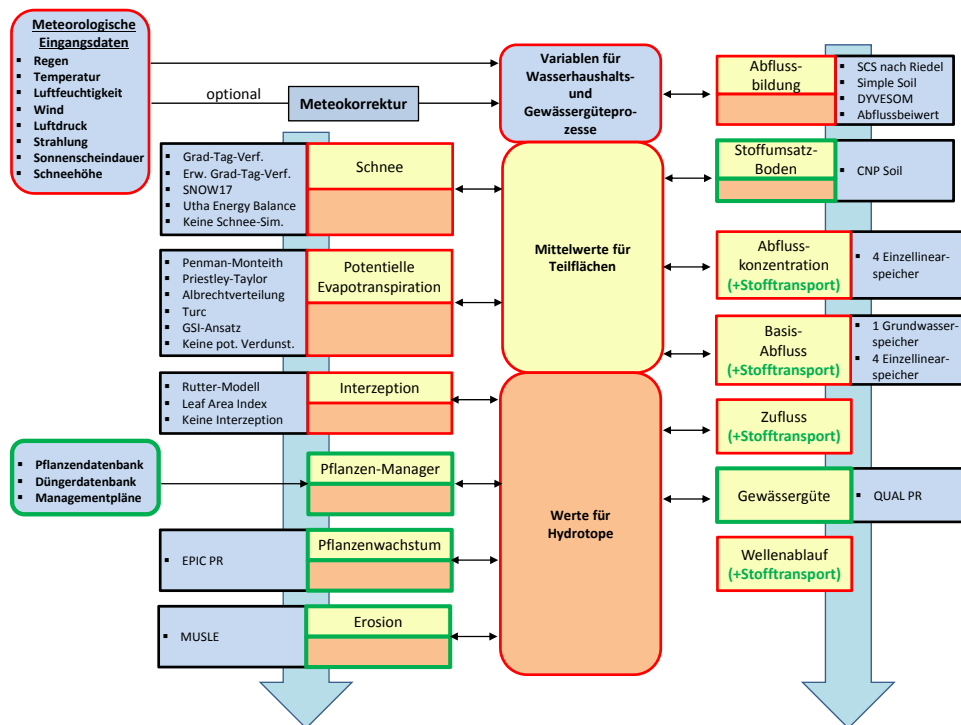
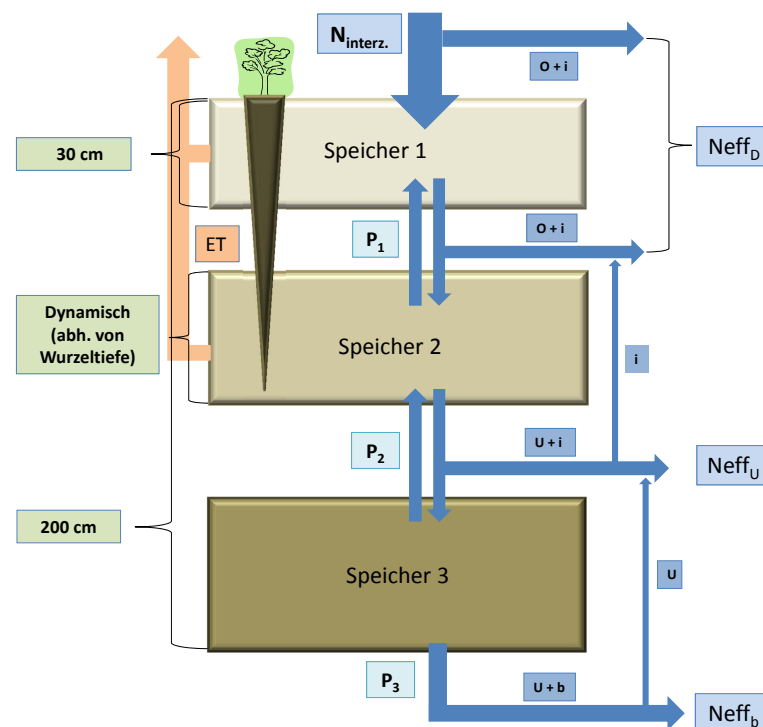


Abb. 4.3: Schnittstellen von Daten, Prozessmodulen und der Datenfluss des erweiterten ökohydrologischen Modells PANTA RHEI WQ. Erweiterungen sind mit grüner Umrandung markiert. Verändert nach LWI-HYWAG and IfW (2012).

die in den Modulen Abflussbildung, Abflusskonzentration und Wellenablauf berechnet werden. Aufgrund der engen Verzahnung von Stofftransport und Wasserkreislauf im Einzugsgebiet, ist als wichtige Grundlage für die Erweiterung des Wasserhaushalts-Ansatzes zum Gewässergüte-Ansatz das physikalisch basierte Bodenmodell SIMPLE SOIL hervorzuheben. Der Boden wird in SIMPLE SOIL in drei Speicher mit einer Gesamtmächtigkeit von 2 m unterteilt (siehe Abbildung 4.4). Der oberste Speicher hat eine Mächtigkeit von 30 cm, während die Grenze zwischen dem mittleren und dem unteren Bodenspeicher durch eine dynamische Wurzeltiefe hydrotopspezifisch festgelegt wird. Die Porosität sowie die Retentionsbeziehung werden mittels van Genuchten parametrisiert. Für die Berechnung des Direktabflusses wird ein modifiziertes SCS-Verfahren verwendet, in welches der aktuelle Wassergehalt des oberen Speichers eingeht. Die Perkolation sowie der kapillare Aufstieg werden mit Darcy-Buckingham berechnet. Der Ausfluss aus dem unteren Bodenspeicher wird als Grundwasserneubildung interpretiert, da der untere Bodenspeicher nicht mehr von Wurzeln bzw. Transpiration beeinflusst wird und daher als untere Randbedingung ein Unit-Gradient verwendet wird. Eine detaillierte Beschreibung des Modells SIMPLE SOIL ist in (Kreye et al., 2010) zu finden.

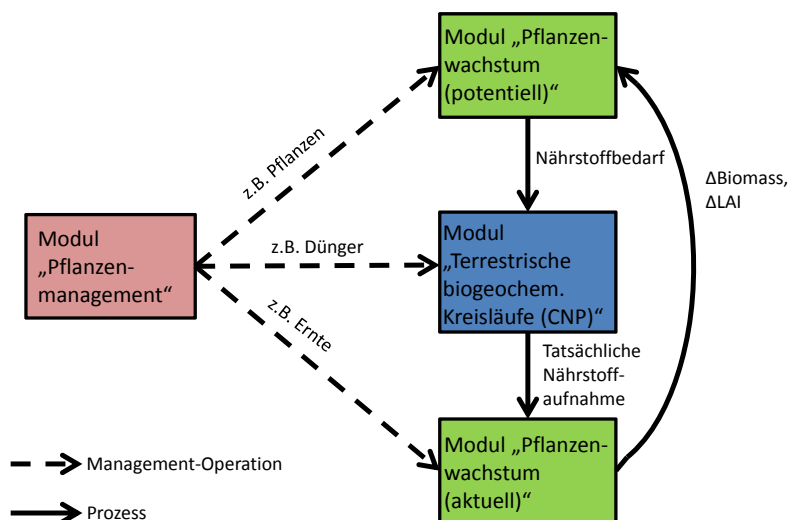
In den folgenden Kapitel 4.2 bis 4.6 wird detailliert auf die neu in PANTA RHEI implementierten Module eingegangen.



**Abb. 4.4:** Schematische Darstellung des physikalisch basierten Bodenwassermodells SIMPLE SOIL. Abkürzungen:  $N_{interz}$  = Niederschlag nach Interzeptionsverlusten;  $P_{1...3}$  = Wasserflüsse zwischen den Speichern;  $N_{eff}$  = Abflusswirksamer Niederschlag;  $o$  = Oberflächen-Abfluss;  $i$  = Zwischen-Abfluss;  $u$  = Grundwasser-Abfluss;  $b$  = Basis-Abfluss;  $D$  = Direkt-Abfluss. Verändert nach LWI-HYWAG and IfW (2012).

## 4.2 Das Modul Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement

Nachfolgend werden die in PANTA RHEI WQ implementierten Teilmodule Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement beschrieben. Das Teilmodul Pflanzenwachstum umfasst die Prozessroutinen, durch die die phänologische Entwicklung der Pflanzenbiomasse beschrieben wird. Das Teilmodul Pflanzenwachstum steht in enger Rückkopplung mit dem terrestrischen CNP-Modul (Kapitel 4.4), welches die Umsetzung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden beschreibt. Das Pflanzenwachstum wird in zwei Schritten berechnet. Zunächst wird das potentiell mögliche Wachstum berechnet (siehe Abbildung 4.5). Der dafür erforderliche Nährstoffbedarf wird an das terrestrische CNP-Modul übergeben. Anschließend wird das aktuelle Pflanzenwachstum berechnet. Liegen nicht genügend Nährstoffe im Boden vor, um den Pflanzenbedarf zu decken, kann es zu einer Verringerung des potentiellen Wachstums kommen. Über das Teilmodul Pflanzenmanagement werden alle Management-Operationen gesteuert, wie z.B. Pflanzen, Ernten oder Düngen. Je nach Management-Operation wirken diese sich auf das Modul Pflanzenmanagement oder auf das terrestrische CNP-Modul aus.



**Abb. 4.5:** Verknüpfungen zwischen den Teilmodulen Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement sowie dem terrestrischen CNP-Modul.

### 4.2.1 Pflanzenwachstum

Das Pflanzenwachstumsmodul von PANTA RHEI WQ wurde aus dem entsprechenden Modul von SWAT (Neitsch et al., 2011b) abgeleitet, welches wiederum eine vereinfachte Variante des Pflanzenwachstumsmoduls aus EPIC (Sharpley and Williams, 1990) ist. Es basiert auf dem EPIC-Konzept des phenologischen Pflanzen-Wachstums in Abhängigkeit der täglich gesammelten „Heat Units“ (HU), dem „Harvest Index“ (HI) zur Ermittlung des Ernte-Ertrages und dem „Radiation Use Efficiency“ (RUE) Ansatz zur Bestimmung des potentiellen Biomasse-Wachstums (Arnold et al., 1998). Für alle Pflanzen

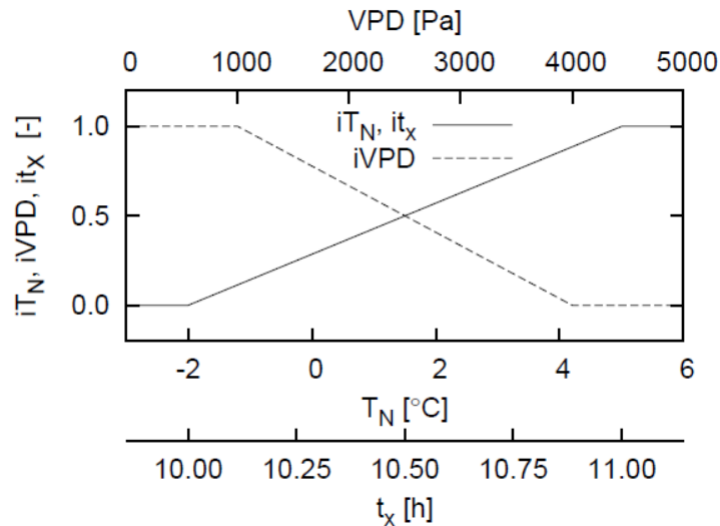
wird dasselbe Pflanzenwachstumsmodell benutzt. Die benötigten pflanzenspezifischen Parameter sind für eine Vielzahl von Pflanzen in der „Crop-Datenbank“ gespeichert. Im Folgenden werden die grundlegenden Gleichungen des Modules erläutert, und es wird auf die Abweichungen gegenüber dem SWAT-Ansatz eingegangen. Für eine vollständige Darstellung des Pflanzenwachstumsmodules sei auf [Neitsch et al. \(2011b\)](#) verwiesen.

In PANTA RHEI WQ wird zwischen einjährigen und mehrjährigen Pflanzen sowie Bäumen unterschieden. Die phänologische Entwicklung der Pflanze wird durch die Akkumulation von „Heat Units“  $dHU$  [ $^{\circ}\text{C}$ ] gesteuert (Gleichung 4.1).

$$dHU = \begin{cases} T_{mean} - T_{base} & \text{wenn } T_{mean} > T_{base} \text{ und } GSI > 0,5 \\ 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad (4.1)$$

$T_{mean}$  ist die mittlere Tagestemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ] und  $T_{base}$  die Minimum-Temperatur, bei der Pflanzenwachstum stattfindet [ $^{\circ}\text{C}$ ]. In PANTA RHEI WQ wird das Pflanzenwachstum außerdem durch den „Growing Season Index“ gesteuert, welcher für die phänologische Entwicklung relevante meteorologische Variablen kombiniert ([Förster et al., 2012](#)). Nach [Jolly et al. \(2005\)](#) wird der  $GSI$  als gleitendes Mittel über 21 Tage anhand der Variablen Minimum-Temperatur  $iT_N$ , Wasserdampf Sättigungsdefizit  $iVPD$  und der Tageslänge  $it_x$  berechnet (siehe Gleichung 4.2 und Abbildung 4.6).

$$GSI = iT_N \cdot iVPD \cdot it_x \quad (4.2)$$



**Abb. 4.6:** Die Index-Funktionen Minimum-Temperatur  $iT_N$ , Wasserdampf Sättigungsdefizit  $iVPD$  und Tageslänge  $it_x$  zur Berechnung des  $GSI$  ([Jolly et al., 2005](#)). Aus [Förster et al. \(2012\)](#).

Die tägliche potentielle Änderung der Pflanzenbiomasse  $\Delta Bio_{pot}$  [ $\text{kg ha}^{-1}$ ] wird anhand von Gleichung 4.3 berechnet.

$$\Delta Bio_{pot} = RUE \cdot H_{photo} \quad (4.3)$$

Dabei ist die  $RUE$   $[(kg\ ha^{-1}) \cdot (MJ\ m^{-2})^{-1}]$  die Menge an pflanzlicher Trockensubstanz, die pro Einheit absorbierten solarer Strahlung  $H_{photo}$   $[MJ\ m^{-2}]$  aufgebaut wird (Monteith and Moss, 1977).  $H_{photo}$  wird in Abhängigkeit des „Leaf Area Index“ ( $LAI$ ), basierend auf dem Lambert-Beerschen Gesetz, berechnet (Monsi and Saeki, 1953) (Gleichung 4.4).

$$H_{photo} = 0.5 \cdot slr \cdot (1 - \exp(-k_{lam} \cdot LAI)) \quad (4.4)$$

Der Parameter  $slr$  ist die solare Strahlung  $[MJ\ m^{-2}]$  und  $k_{lam}$  ist der Lichtextinktionskoeffizient  $[-]$ . Eine Pflanze erreicht das Reifestadium, sobald sie eine spezifische Menge an  $HU$  gesammelt hat „Potential Heat Units“ ( $PHU$ ). Der Faktor  $fr_{PHU}$  entspricht dem Anteil der gesammelten  $HU$  an  $PHU$  (Gleichung 4.5).

$$fr_{PHU} = \frac{\sum_{i=1}^n dHU_i}{PHU} \quad (4.5)$$

Die zeitliche Entwicklung des  $LAI$  wird über den Faktor  $fr_{LAI_{max}}$  in Abhängigkeit der akkumulierten  $HU$  gesteuert (Gleichung 4.6).

$$fr_{LAI_{max}} = \frac{fr_{PHU}}{fr_{PHU} + \exp(l1 - l2 \cdot fr_{PHU})} \quad (4.6)$$

mit

$$l1 = \ln \left[ \frac{fr_{PHU,1}}{fr_{LAI,1}} - fr_{PHU,1} \right] + l2 \cdot fr_{PHU,1} \quad (4.7)$$

und

$$l2 = \frac{\left( \ln \left[ \frac{fr_{PHU,1}}{fr_{LAI,1}} - fr_{PHU,1} \right] - \ln \left[ \frac{fr_{PHU,2}}{fr_{LAI,2}} - fr_{PHU,2} \right] \right)}{fr_{PHU,2} - fr_{PHU,1}} \quad (4.8)$$

mit	$l1$ und $l2$	Formfaktoren	$[-]$
	$fr_{PHU,1}$	$fr_{PHU}$ am ersten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	$[-]$
	$fr_{LAI,1}$	Anteil des maximalen $LAI$ am ersten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	$[-]$
	$fr_{PHU,2}$	$fr_{PHU}$ am zweiten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	$[-]$
	$fr_{LAI,2}$	Anteil des maximalen $LAI$ am zweiten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	$[-]$

Die Entwicklung des  $LAI$  von ein- und mehrjährigen Pflanzen wird durch Gleichung 4.9 beschrieben. Im SWAT-Ansatz wird der abfallende Ast der  $LAI$ -Kurve durch einen linearen Abfall des  $LAI$  bis zu einem Minimum von 0 modelliert. Um einen realistischeren Verlauf des  $LAI$  zu modellieren, wird der abfallende Ast der  $LAI$ -Kurve in PANTHA RHEI WQ in Anlehnung an Strauch and Volk (2013) durch eine logistische Funktion beschrieben. Außerdem kann der  $LAI$  nun zwischen einem pflanzenspezifischen maximalen und minimalen  $LAI$  schwanken (Abbildung 4.7, a).



$$LAI = \begin{cases} LAI_{i-1} + (fr_{LAI_{max},i} - fr_{LAI_{max},i-1}) \cdot LAI_{max} & \text{wenn } fr_{PHU} < DLAI \\ \cdot (1 - \exp(5 \cdot (LAI_{i-1} - LAI_{max}))) & \\ LAI_{min} + \frac{LAI_{mat} - LAI_{min}}{1 + \exp\left(\left(\frac{1 - fr_{PHU}}{1 - DLAI} - 0,5\right) \cdot -12\right)} & \text{sonst} \end{cases} \quad (4.9)$$

mit	$LAI_{max}$	maximaler LAI der Pflanze	[-]
	$DLAI$	$fr_{PHU}$ ab dem die Seneszens der Blätter einsetzt	[-]
	$LAI_{mat}$	LAI zum Zeitpunkt des Einsetzens der Seneszens	[-]
	$LAI_{min}$	minimaler LAI der Pflanze	[-]

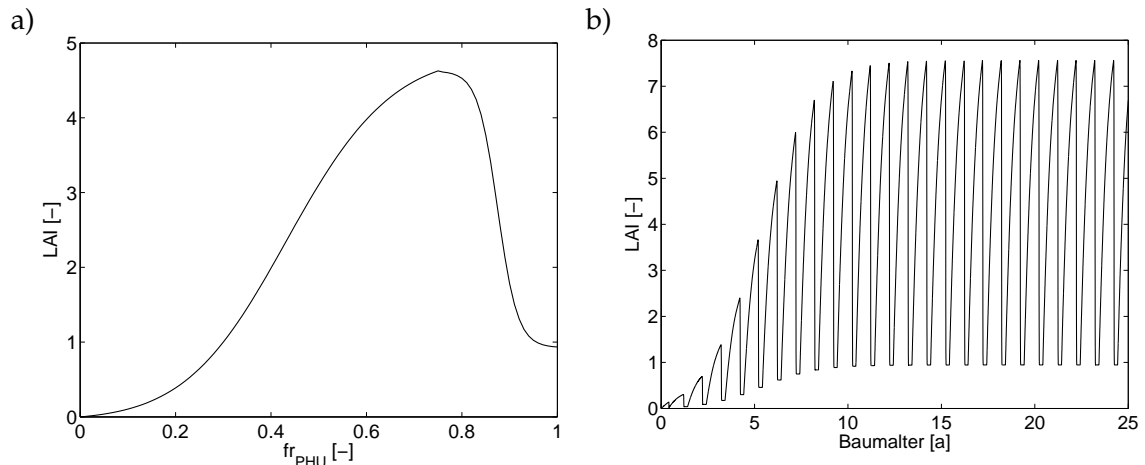
Die Entwicklung des LAI von Bäumen erfolgt analog zu Gleichung 4.9, jedoch wird der Term  $LAI_{max}$  in Abhängigkeit des mittleren Alters des Baumbestandes durch den Faktor  $f_{age}$  modifiziert (Gleichung 4.10 und Gleichung 4.11).  $f_{age}$  wird im SWAT-Ansatz durch eine lineare Funktion dargestellt, wodurch die Entwicklung des LAI ebenfalls annähernd linear verläuft. Um eine realistischere Entwicklung des LAI während des Heranwachsens des Baumbestandes zu modellieren, wird in PANTA RHEI WQ der Faktor  $f_{age}$  als eine logistische Funktion dargestellt (Wachrinrat, 2000) (Abbildung 4.7, b).

$$LAI_{max} = f_{age} \cdot LAI_{maxtree} \quad (4.10)$$

mit

$$f_{age} = \frac{1}{1 + \exp(\alpha/\beta) \cdot \exp(-1/\beta \cdot treeage)} \quad (4.11)$$

mit	$LAI_{maxtree}$	maximaler LAI eines ausgewachsenen Baumes	[-]
	$treeage$	Alter des Baumes	[a]
	$\alpha$	Formparameter = $2/3 \cdot matyears$	[-]
	$\beta$	Formparameter = $\alpha \cdot 0,3$	[-]
	$matyears$	Alter eines ausgereiften Baumes	[a]



**Abb. 4.7:** Ein Beispiel für die zeitliche Entwicklung des LAI für a) einer einjährigen Pflanze und b) eines Baumes.

Mit Einsetzen der Blattseneszens (Gleichung 4.9) wird über den pflanzenspezifischen Faktor  $bio_{dieoff}$  der Teil der Pflanzenbiomasse bestimmt, der im Laufe der Seneszens zu Pflanzenresiduen wird (Gleichung 4.12).

$$Residue_{tot} = bio_{dieoff} \cdot Bio_{akt} \quad (4.12)$$

Im Gegensatz zum SWAT-Ansatz wird dieser Anteil nicht sofort zu Pflanzenresiduen, sondern wird anhand Gleichung 4.13 in Abhängigkeit der Änderung des LAI pro Zeitschritt  $\Delta LAI$  berechnet.

$$Add_{Residue} = Residue_{tot} \cdot \frac{\Delta LAI}{LAI_{mat} - LAI_{min}} \quad (4.13)$$

Fällt der  $GSI$  unter 0,5, wird im Falle von mehrjährigen Pflanzen und Bäumen die Vegetationsruhe (Dormanz) eingeleitet. Während der Dormanz findet kein Pflanzenwachstum statt, die gesammelten Heat Units werden auf 0 gesetzt, sodass ein neuer Wachstumszyklus starten kann, wenn der  $GSI$  erneut den Wert von 0,5 übersteigt. Im SWAT-Ansatz wird die Vegetationsruhe („Dormanz“) nur durch die Tageslänge gesteuert.

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass in tropischen Regionen, die über eine ausgeprägte Trockenzeit verfügen, nicht die Temperatur, sondern die Bodenfeuchte der primäre Trigger der phänologischen Entwicklung ist (Bullock and Solis-Magallanes, 1990). Daher wird die neue Vegetationsphase in tropischen Regionen (Breitengrad  $<20$ ), in Anlehnung an Strauch and Volk (2013), in Abhängigkeit der Bodenfeuchte in der obersten Bodenschicht initialisiert. Übersteigt die Bodenfeuchte in der obersten Bodenschicht innerhalb der Übergangsperiode von der Regenzeit zur Trockenzeit (auf der Nordhalbkugel vom 01.03 bis 30.4) den permanenten Welkepunkt, wird das Pflanzenwachstum reinitialisiert, spätestens jedoch am Ende dieses Zeitfensters.

Alternativ kann für einen Baumbestand auch ein quasi-stationärer Zustand angenommen werden, indem ein mittleres Bestandesalter angegeben wird. Im Jahresgang wird die dynamische Entwicklung von Biomasse, LAI und Nährstoffen erlaubt. Mit Einsetzen einer neuen Vegetationsperiode wird der Baumbestand jedoch wieder auf seinen Startzustand zurückgesetzt.

Der Nährstoffbedarf  $UP_i$  ( $i$  = Stickstoff oder Phosphor) der Pflanze wird für jeden Zeitschritt anhand Gleichung 4.14 bestimmt.

$$UP_i = \underbrace{fr_i \cdot BIO}_{BIO_{i,pot}} - BIO_i \quad (4.14)$$

Wobei  $BIO_{i,pot}$  [ $kg \ i \ ha^{-1}$ ] der ideale Nährstoffgehalt der Pflanzenbiomasse ist und  $BIO_i$  [ $kg \ i \ ha^{-1}$ ] ist der aktuelle Nährstoffgehalt der Pflanzenbiomasse. Der ideale Nährstoffanteil der Pflanzenbiomasse  $fr_i$  ändert sich während der Entwicklung der Pflanze und wird dynamisch in Abhängigkeit der akkumulierten  $HU$  berechnet (Gleichung 4.15).

$$fr_i = (fr_{i,1} - fr_{i,3}) \cdot \left[ 1 - \frac{fr_{PHU}}{fr_{PHU} + \exp(n1 - n2 \cdot fr_{PHU})} \right] \quad (4.15)$$

mit

$$n1 = \ln \left[ \frac{fr_{PHU,50}}{1 - \frac{fr_{i,2} - fr_{i,3}}{fr_{i,1} - fr_{i,3}}} - fr_{PHU,50} \right] + n2 \cdot fr_{PHU,50} \quad (4.16)$$

und

$$n2 = \frac{\left( \ln \left[ \frac{fr_{PHU,50}}{1 - \frac{fr_{i,2} - fr_{i,3}}{fr_{i,1} - fr_{i,3}}} - fr_{PHU,50} \right] - \ln \left[ \frac{fr_{PHU,100}}{1 - \frac{0,00001}{fr_{i,1} - fr_{i,3}}} - fr_{PHU,100} \right] \right)}{fr_{PHU,100} - fr_{PHU,50}} \quad (4.17)$$

mit	$n1$ und $n2$	Formfaktoren	[-]
	$fr_{PHU,50}$	50% der HU die benötigt werden, um das Reifestadium zu erreichen = 0,5	[-]
	$fr_{i,1}$	Anteil des Nährstoffes i an der Pflanzenbiomasse zu Beginn der optimalen Entwicklungskurve	[-]
	$fr_{i,2}$	Anteil des Nährstoffes i an der Pflanzenbiomasse bei $fr_{PHU,50}$ der optimalen Entwicklungskurve	[-]
	$fr_{PHU,100}$	100% der HU, die benötigt werden, um das Reifestadium zu erreichen = 1,0	[-]
	$fr_{i,3}$	Anteil des Nährstoffes i an der Pflanzenbiomasse bei $fr_{PHU,100}$ der optimalen Entwicklungskurve	[-]

Der Nährstoffbedarf  $UP_i$  [ $kg\ i\ ha^{-1}$ ] wird in jedem Zeitschritt an das „terrestrische CNP-Modul“ übergeben (siehe Kapitel 4.4). Wenn  $UP_i$  größer ist als die aktuell zur Verfügung stehende Nährstoffmenge im Boden, kann das potentielle Pflanzenwachstum und die potentielle LAI-Entwicklung durch Nährstoffstress reduziert werden (Gleichung 4.18 und 4.19).

$$\Delta Bio_{akt} = \Delta Bio_{pot} \cdot istr \quad (4.18)$$

$$\Delta LAI_{akt} = \Delta LAI_{pot} \cdot \sqrt{istr} \quad (4.19)$$

Der Nährstoffstressfaktor  $istr$  wird anhand der Gleichungen 4.20 und 4.21 berechnet.

$$istr = \begin{cases} 1 - \frac{si}{si + \exp(3.52 - 0.026 \cdot si)} & \text{wenn } si > 0 \\ 1 & \text{sonst} \end{cases} \quad (4.20)$$

mit

$$si = 200 \cdot \left( \frac{BIO_i}{BIO_{i,pot}} - 0.5 \right) \quad (4.21)$$

Eine Reduzierung des potentiellen Pflanzenwachstums setzt ein, wenn der aktuelle Gehalt eines Nährstoffes  $BIO_i$  kleiner ist als 50% des optimalen Nährstoffgehaltes  $BIO_{i,pot}$ .

### 4.2.2 Pflanzenmanagement

Im Folgenden sollen die grundlegenden Funktionen des Pflanzenmanagements in PANTA RHEI WQ beschrieben werden. Das Modul Pflanzenmanagement wird programmintern als „Crop Manager“ bezeichnet. Für jede Landnutzung muss ein Managementplan aufgestellt werden, der mit Hilfe des Crop Managers abgearbeitet wird. Durch den Managementplan wird der Anbau, die Ernte und die Düngung der verschiedenen Pflanzen gesteuert.

Das Pflanzenmanagement wird auf der Hydrotpebene durchgeführt. Jeder Managementplan wird über den Management Index (*MGIndex*) identifiziert. Der Management Index stellt eine Hydrotpeigenschaft dar und muss dementsprechend beim Pre-Prozessing den entsprechenden Hydrotopen zugewiesen werden.

Der Managementplan ist mit zwei Datenbanken verknüpft, der Pflanzendatenbank und der Düngerdatenbank. Die Pflanzendatenbank basiert auf der Pflanzendatenbank aus dem SWAT-Modell (Neitsch et al., 2011a). Die Pflanzendatenbank umfasst relevante Parameter für 112 Pflanzen-/Landnutzungstypen (siehe Tabelle B.1 im Anhang) und wurde um benötigte Pflanzentypen und Parameter erweitert. Bei den Pflanzen-/Landnutzungstypen kann es sich um spezifische Kulturpflanzen wie z.B. Winterweizen oder Kartoffeln handeln, aber auch um generische Landnutzungsklassen. Dadurch wird es ermöglicht, die Landnutzung in verschiedenen Komplexitätsstufen zu betrachten und an die Datenverfügbarkeit anzupassen.

Bisher können mit dem Crop Manager die Management-Operationen Pflanzen, Ernten und Töten, Ernten sowie Düngen durchgeführt werden. Die Management-Operationen werden programmintern über die Funktion „AddCropOperation“ aufgerufen. Die mit diesen Management-Operationen verbundenen Funktionen sollen im Folgenden kurz erläutert werden.

#### Pflanzen

Über die Funktion „Pflanzen“ (programmintern „Plant“) wird der Anbau einer Pflanze initialisiert (Gleichung 4.22).

$$\text{AddCropOperation}(\text{MGIndex}, \text{Operation}, \text{Name}, \text{OPTime}, \text{Time}, \text{Age}) \quad (4.22)$$

mit	<i>MGIndex</i>	Index des Managementplanes	[-]
	<i>Operation</i>	Typ der Management-Operation = <i>MGOP_Plant</i>	[-]
	<i>Name</i>	4 Buchstaben Code der Pflanze/Landnutzung	[-]
	<i>OPTime</i>	Steuerung der Operation durch Julianischer Tag (= <i>MGPST_DOY</i> ) oder <i>fr<sub>PHU</sub></i> (= <i>MGPST_PHU</i> )	[-]
	<i>Time</i>	Zeitpunkt der Operation Julianischer Tag oder <i>fr<sub>PHU</sub></i>	[d] oder [-]
	<i>Age</i>	Mittleres Alter des Bestandes	[a]

Mittels der Plant-Funktion können sowohl einjährige als auch mehrjährige Pflanzen berücksichtigt werden. Wenn eine einjährige Pflanze angebaut werden soll, muss der

Parameter *Age* leergelassen werden. Um den Anbau einer mehrjährigen Pflanze zu initialisieren, muss für den Parameter *Age* das mittlere Alter des Bestandes angegeben werden.

### Ernten und Töten

Die Funktion „Ernten und Töten“ (programmintern „Harvest“) leitet die Ernte einer Pflanze ein (Gleichung 4.23).

$$\text{AddCropOperation}(\text{MGIndex}, \text{Operation}, \text{Name}, \text{OPTime}, \text{Time}) \quad (4.23)$$

mit	<i>MGIndex</i>	Index des Managementplanes	[-]
	<i>Operation</i>	Typ der Management-Operation = <i>MGOP_Harvest</i>	[-]
	<i>Name</i>	4 Buchstaben Code der Pflanze/Landnutzung	[-]
	<i>OPTime</i>	Steuerung der Operation durch Julianischer Tag (= <i>MGPST_DOY</i> ) oder $fr_{PHU}$ (= <i>MGPST_PHU</i> )	[-]
	<i>Time</i>	Zeitpunkt der Operation Julianischer Tag oder $fr_{PHU}$	[d] oder [-]

Wenn die Harvest-Operation durchgeführt wird, wird das Pflanzenwachstum gestoppt. Über den Harvest Index (*HI*) wird der Teil der Pflanzenbiomasse bestimmt, der als Ertrag abgeführt wird. Die verbleibende Biomasse wird in Form von Ernteresiduen *ADDresidue<sub>s</sub>* und abgestorbener Wurzelbiomasse *ADDroot<sub>s</sub>* als Input an das terrestrische CNP-Modul (Kapitel 4.4) übergeben. Dabei wird *ADDresidue<sub>s</sub>* der ersten Bodenschicht übergeben, während *ADDroot<sub>s</sub>* in Abhängigkeit der modellierten Wurzeltiefe und -dichte auf die erste und zweite Bodenschicht aufgeteilt wird. Solange keine weitere Bepflanzung stattfindet, wird der Boden als „unbewachsen“ behandelt.

### Ernten

Durch die Funktion „Ernten“ (programmintern „Cutting“) wird eine Ernte durchgeführt ohne die Pflanze zu töten (Gleichung 4.24). Die Cutting-Operation wird üblicherweise in Kombination mit mehrjährigen Pflanzen durchgeführt.

$$\text{AddCropOperation}(\text{MGIndex}, \text{Operation}, \text{Name}, \text{OPTime}, \text{Time}, \text{HIcut}, \text{H_eff}) \quad (4.24)$$

mit	<i>MGIndex</i>	Index des Managementplanes	[-]
	<i>Operation</i>	Typ der Management-Operation = <i>MGOP_Cutting</i>	[-]
	<i>Name</i>	4 Buchstaben Code der Pflanze/Landnutzung	[-]
	<i>OPTime</i>	Steuerung der Operation durch Julianischer Tag (= <i>MGPST_DOY</i> ) oder $fr_{PHU}$ (= <i>MGPST_PHU</i> )	[-]
	<i>Time</i>	Zeitpunkt der Operation Julianischer Tag oder $fr_{PHU}$	[d] oder [-]
	<i>HIcut</i>	Harvest Index der Cutting-Operation (= 0-1)	[-]
	<i>H_eff</i>	Ernte-Effizienz (= 0-1)	[-]

Durch den Parameter *HIcut* wird der Harvest Index der Cutting-Operation festgelegt.

Durch den Parameter  $H_{eff}$  wird die Effizienz des Erntevorgangs beschrieben.  $H_{eff}$  entspricht dem Anteil des Ernteguts, welcher nicht abgeführt wird und somit in Form von Ernteresiduen  $ADD_{residue_s}$  an die erste Bodenschicht des terrestrischen CNP-Moduls (Kapitel 4.4) übergeben wird.

## Düngen

Durch die Funktion „Düngen“ (programmintern „Fertilize“) wird anorganischer oder organischer Dünger appliziert (Gleichung 4.25).

$$AddCropOperation(MGIndex, Operation, Name, OPTime, Time, Amount) \quad (4.25)$$

mit	$MGIndex$	Index des Managementplanes	[-]
	$Operation$	Typ der Management-Operation = $MGOP\_Fertilizer$	[-]
	$Name$	Name des Düngertyps	[-]
	$OPTime$	Steuerung der Operation durch Julianischer Tag (= $MGPST\_DOY$ ) oder $fr_{PHU}$ (= $MGPST\_PHU$ )	[-]
	$Time$	Zeitpunkt der Operation Julianischer Tag oder $fr_{PHU}$	[d] oder [-]
	$Amount$	Menge des applizierten Düngers	[kg ha <sup>-1</sup> ]

Über den Parameter  $Name$  wird der entsprechende Düngertyp in der Düngerdatenbank identifiziert. Die in der Düngerdatenbank enthaltenen Parameter sind in Tabelle 4.1 zusammengestellt.

**Tab. 4.1:** Zusammenstellung der Parameter der Düngerdatenbank.

Parameter	Beschreibung	Einheit
$KEY$	Identifikations Nummer	
$FERTNAME$	Vollständiger Name des Düngers	
$fN_{tot}$	Anteil N gesamt an Düngergewicht	[-]
$fN_{min}$	Anteil N mineralisch von $N_{tot}$	[-]
$fNH_4$	Anteil Ammonium von $N_{min}$	[-]
$fP_{tot}$	Anteil P gesamt am Düngergewicht	[-]
$fP_{min}$	Anteil P mineralisch von $P_{tot}$	[-]
$fC_{tot}$	Anteil C gesamt an Düngergewicht	[-]
$fN_{org}$	Anteil N organisch	[-]
$fP_{org}$	Anteil P organisch	[-]

Der applizierte Dünger wird über den Term  $ADD_{Fert}$  an die erste Bodenschicht des terrestrischen CNP-Moduls (Kapitel 4.4) übergeben. Die applizierte Düngermenge wird anhand der Gleichungen 4.26 bis 4.30 auf die entsprechenden Kompartimente des terrestrischen CNP-Moduls aufgeteilt.

$$NH_4 = \underbrace{fN_{tot} \cdot Amount}_{N_{tot}} \cdot fN_{min} \cdot fNH_4 \quad (4.26)$$

$$NO_3 = \underbrace{fN_{tot} \cdot Amount}_{N_{tot}} \cdot fN_{min} \cdot (1 - fNH_4) \quad (4.27)$$

$$N_{org} = N_{tot} \cdot (1 - fN_{min}) \quad (4.28)$$

$$P_{min} = \underbrace{fP_{tot} \cdot Amount}_{P_{tot}} \cdot fP_{min} \quad (4.29)$$

$$P_{org} = P_{tot} \cdot (1 - fP_{min}) \quad (4.30)$$

Ein Beispiel für einen Anbauzyklus unter Verwendung der beschriebenen Management-Operationen ist in Tabelle 4.2 gegeben.

**Tab. 4.2:** Zusammenstellung eines Managementplanes am Beispiel von Cassava.

MGIndex	Operation	Name	Zeitpunkt	Parameter 1	Parameter 2
9	MGOP_Harvest	CASS	MGPST_DOY	31	
9	MGOP_Plant	CASS	MGPST_DOY	106	
9	MGOP_Fertilizer	Vietmanu	MGPST_DOY	107	6000
9	MGOP_Fertilizer	N	MGPST_DOY	141	40
9	MGOP_Fertilizer	SuperP	MGPST_DOY	142	125
9	MGOP_Fertilizer	N	MGPST_DOY	162	40
9	MGOP_Fertilizer	SuperP	MGPST_DOY	163	125

### 4.3 Das Erosionsmodul

Das in PANTA RHEI WQ implementierte Erosionsmodell basiert auf der „Modified Universal Soil Loss Equation“ (MUSLE) (Williams, 1975) und wurde von dem Erosionsmodell des SWAT-Modells abgeleitet (Neitsch et al., 2011b). Die MUSLE ist eine Weiterentwicklung der „Universal Soil Loss Equation“ (USLE), welche geeignet ist, die mittlere jährliche Erosion in Abhängigkeit des Niederschlags zu bestimmen (Wischmeier and Smith, 1965; Wischmeier and Smith, 1978). In der MUSLE wird der „rainfall energy factor“ durch einen „runoff factor“ ersetzt. Dadurch kann die MUSLE ereignisbasiert angewendet werden. Des Weiteren ist der Oberflächenabfluss ein besserer Indikator für die Berechnung der Erosion, da dieser von der Niederschlagsintensität und der Bodenfeuchte abhängig ist (Neitsch et al., 2011b) (Gleichung 4.31).

$$sed = 11,8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot Area_{HRU})^{0,56} \cdot K \cdot C \cdot P \cdot L \cdot CFRG \quad (4.31)$$



mit	$sed$	mittlerer Bodenabtrag	$[t\ h^{-1}]$
	$Q_{surf}$	Oberflächenabfluss	$[mm\ ha^{-1}]$
	$q_{peak}$	geschätzter Spitzenabfluss	$[m^3\ s^{-1}]$
	$Area_{HRU}$	Fläche der HRU	$[ha]$
	$K$	Bodenerodierbarkeits-Faktor	$[-]$
	$C$	Bodenbedeckungs-Faktor	$[-]$
	$P$	Erosionsschutz-Faktor	$[-]$
	$L$	Hanglängen-Faktor	$[-]$
	$CFRG$	Grobboden-Faktor	$[-]$

Der K-Faktor wird nach [Sharpley and Williams \(1990\)](#) anhand der Korngrößenverteilung und dem Gehalt von organischem Kohlenstoff der ersten Bodenschicht bestimmt (Gleichung 4.32 bis 4.36).

$$K = f_{sand} \cdot f_{silt} \cdot f_{org} \cdot f_{hisand} \quad (4.32)$$

$$f_{org} = \frac{1 - 0,25 \cdot orgC}{orgC + \exp(3,72 - 2,95 \cdot orgC)} \quad (4.33)$$

$$f_{sand} = 0,2 + 0,3 \cdot \exp\left(-0,256 \cdot sand \cdot \left(1 - \frac{silt}{100}\right)\right) \quad (4.34)$$

$$f_{silt} = \left(\frac{silt}{clay + silt}\right)^{0,3} \quad (4.35)$$

$$f_{hisand} = 1 - \frac{0,7 \cdot \left(1 - \frac{sand}{100}\right)}{\left(1 - \frac{sand}{100}\right) + \exp\left(-5,51 + 22,9 \left(1 - \frac{sand}{100}\right)\right)} \quad (4.36)$$

mit	$f_i$	Korngrößenfaktor (i = Sand, Schluff, C organisch, viel Sand)	$[-]$
	$sand$	Prozentanteil von Sand	$[\%]$
	$silt$	Prozentanteil von Schluff	$[\%]$
	$clay$	Prozentanteil von Ton	$[\%]$
	$orgC$	Prozentanteil von organischem Kohlenstoff	$[\%]$

Der C-Faktor variiert im Jahresgang in Abhängigkeit der Bodenbedeckung durch Vegetation und Ernterückstände. Der C-Faktor wird anhand von Gleichung 4.37 berechnet ([Krysanova, 2000](#)).

$$C = \exp(\log(Cmn) + (-0,2231 - \log(Cmn)) \cdot \exp(-0,00115 \cdot Cover)) \quad (4.37)$$

Wobei  $Cover$  der Summe aus der oberirdischen Pflanzenbiomasse und dem Streu-Pool  $[kg\ ha^{-1}]$  entspricht. Der minimale Bedeckungsgrad  $Cmn$  wird anhand des pflanzenspezifischen mittleren Bedeckungsgrads  $Cav$ , der in der Pflanzendatenbank gespeichert ist,

anhand von Gleichung 4.38 abgeschätzt.

$$Cmn = 1,463 \cdot \ln(Cav) + 0,1034 \quad (4.38)$$

Der Hänglängenfaktor wird in Abhängigkeit des Gefälles  $slp$  und der Hanglänge  $L_{hill}$  anhand von Gleichung 4.39 berechnet.

$$L = \left( \frac{L_{hill}}{22,1} \right)^{0,6 \cdot (1 - \exp(-35,835 \cdot slp))} \cdot (65,41 \cdot slp^2 + 4,56 \cdot slp + 0,065) \quad (4.39)$$

Der Grobboden-Faktor wird in Abhängigkeit des prozentualen Anteils der Kiesfraktion ( $rock$ ) an der ersten Bodenschicht berechnet (Gleichung 4.40).

$$CFRG = \exp(-0,053 \cdot rock) \quad (4.40)$$

Durch Erosion werden auch an das Sediment gebundene Nährstoffe zum Gewässer transportiert. Daher wird die im Erosionsmodul berechnete Sedimentfracht  $sed$  [ $t \ h^{-1}$ ] in jedem Zeitschritt an das terrestrische CNP-Modul übergeben. Von dem Transport durch Erosion sind folgende Systemvariablen des terrestrischen CNP-Moduls betroffen: organisch gebundener Kohlenstoff ( $C_L$  und  $C_H$ ), Stickstoff ( $N_L$  und  $N_H$ ) und Phosphor ( $P_L$  und  $P_H$ ) sowie sorbiertes Phosphat ( $PO_{4ls}$  und  $PO_{4s}$ ) und Ammonium ( $NH_4$ ) (siehe Kapitel 4.4). Die Menge der transportierten Nährstoffe  $ER_i$  [ $g \ h^{-1}$ ] ( $i$  = betrachtete Systemvariable) wird mittels einer Transportfunktion nach Thomas and McMahon (1972) und Williams and Hann (1978) berechnet (Gleichung 4.41).

$$ER_i = conc_i \cdot sed \cdot \epsilon_{sed} \quad (4.41)$$

Der Parameter  $conc_i$  [ $g \ t^{-1}$ ] entspricht der Konzentration der jeweiligen Systemvariablen in der ersten Bodenschicht. Das Anreicherungs-Verhältnis  $\epsilon_{sed}$  wird in Abhängigkeit der Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluss  $C_{sed}$  [ $t \ m^{-3}$ ] nach Menzel (1980) berechnet.

$$\epsilon_{sed} = 0,78 \cdot C_{sed}^{-0,2468} \quad (4.42)$$

#### 4.4 Das terrestrische CNP-Modul

Der Rückhalt und die Transformation von Nährstoffen im Einzugsgebiet sind wichtige Prozesse, die die Wasserqualität am Gebietsauslass maßgeblich beeinflussen. Die Stoffkreisläufe von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) im Boden sind eng miteinander verknüpft und damit auch deren Rückhalt und Transformationsprozesse (Parton et al., 2015; Hesse et al., 2012; Porporato et al., 2003). Wie in Kapitel 2.3.2.2 dargestellt, werden die Stoffkreisläufe von C, N und P in den untersuchten Modellsystemen weitgehend unabhängig von einander betrachtet. Des Weiteren wird in den untersuchten Modellsystemen die Abhängigkeit der Umsatz- und Transformationsprozesse im Boden von der Bodenfeuchte stark vereinfacht betrachtet. Es ist das Ziel, ein Stoffkreislauf-Modul zu entwickeln und in PANTA RHEI WQ zu implementieren, das diese enge Beziehung zwischen den Stoffkreisläufen sowie den Einfluss der Bodenfeuchte prozessorientiert berücksichtigt (im weiteren CNP-Modul genannt). Da es sich bei PANTA RHEI um ein hydrologisches Modell handelt, das auf der Einzugsgebietsskala agiert, ergeben sich weitere Anforderungen an die Modellkomplexität und -struktur des CNP-Modul.

Eine der größten Einschränkungen auf der Einzugsgebietsskala ist häufig die geringe Datenverfügbarkeit, insbesondere bezogen auf detaillierte Informationen über die Beschaffenheit des Bodens (Bodentyp, Korngrößenverteilung, Gehalt an organischer Substanz und Nährstoffen). Daher müssen solche Informationen häufig aus generalisierten räumlichen Daten (z.B. GIS-Karten wie die BÜK<sup>3</sup>) in Kombination mit Bodendatenbanken (Schaap et al., 2001), vereinzelt Bodenanalysen und Pedotransferfunktionen (Saxton and Rawls, 2006) abgeleitet werden. Das CNP-Modul sollte daher möglichst wenig Eingangsinformationen benötigen.

Daher sollte die Anzahl der Kompartimente, die benutzt werden, um die organische Bodensubstanz (soil organic matter, SOM) in verschiedene Pools mit unterschiedlichen Eigenschaften zu unterteilen, möglichst gering sein, da es für gewöhnlich an Daten mangelt, diese Pools zu initialisieren und zu parametrisieren. Weiterhin sollte das CNP-Modul über eine möglichst geringe Anzahl an Parametern verfügen, die es zu kalibrieren gilt, da es auf der Einzugsgebietsebene eine Vielzahl von möglichen Kombinationen von Bodentypen und Landnutzungen gibt.

Die mikrobielle Biomasse ist ein wichtiger Mediator für Stoffumsätze im Boden. Obwohl der Anteil der mikrobiellen Biomasse am gesamten C, N und P der organischen Bodensubstanz jeweils weniger als ca. 5% ausmacht, hat deren Stöchiometrie und deren Umsatzprozesse einen starken Einfluss auf die Bildung der organischen Bodensubstanz und die Mineralisierung und Immobilisierung von anorganischen Nährstoffen (Cleveland and Liptzin, 2007; Ågren et al., 2013). Die explizite Berücksichtigung der mikrobiellen Biomasse ist von Bedeutung, wenn kurzfristige Entwicklungen der SOM-Dynamik (z.B. infolge von trocken/nass Zyklen, aber auch infolge von Nährstofflimitierung) im Vordergrund stehen (Schimel, 2003; Manzoni and Porporato, 2009; Porporato et al., 2003). Jedoch

---

<sup>3</sup>Abkürzung: Bodenübersichtskarte

steht dem Gewinn an Prozessgenauigkeit eine deutlich erhöhte Modellkomplexität gegenüber (Lawrence et al., 2009). Des Weiteren kann es passieren, dass die Biomasse z.B. durch schlecht gewählte Parameterkombinationen „abstirbt“. Auf der Einzugsgebietsskala, wo zum Teil mehrere Tausend Hydrotöpfe berücksichtigt werden müssen, kann dies zu einem deutlich erhöhten Kalibrierungs- und Simulationsaufwand führen.

#### 4.4.0.1 Modellentwicklung

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 3.1 genannten Ansprüche, wurde das CNP-Modul basierend auf den Arbeiten von Porporato et al. (2003), Manzoni and Porporato (2009), Kemanian and Stöckle (2010) und Manzoni et al. (2010) entwickelt. Das gesamte CNP-Modul umfasst 16 Systemvariablen, um die Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor zu beschreiben (siehe Tabelle 4.3). Die Grundstruktur des CNP-Moduls basiert auf dem von Kemanian and Stöckle (2010) entwickelten Modell C-Farm, welches auch in SWAT implementiert wurde (Kemanian et al., 2011). Wie in Kapitel 3.1 dargestellt, wird die zeitliche Dynamik der N-Mineralisierung in diesem Ansatz überschätzt. Daher wurde ein konzeptioneller, biomasse-assoziierte Nährstoff-Pool eingeführt, um die temporäre Zwischenspeicherung von Stickstoff und Phosphor in der mikrobiellen Biomasse zu simulieren. Die Mineralisierung bzw. Immobilisierung von Nährstoffen erfolgt mittels einem weiterentwickelten Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz. Dieser stellt die stöchiometrischen Anforderungen der mikrobiellen Biomasse, in Abhängigkeit des C:N und C:P Verhältnisses des Substrates, ins Zentrum der Umsatzprozesse im Boden (Porporato et al., 2003; Manzoni and Porporato, 2009; Manzoni et al., 2010).

**Tab. 4.3:** Betrachtete Systemvariablen im terrestrischen CNP-Modul von Panta Rhei WQ

Systemvariable	Symbol	Einheit
organisch C, N und P		
Kohlenstoff im Streu-Pool	$C_L$	$gC\ m^{-3}$
Kohlenstoff im Humus-Pool	$C_H$	$gC\ m^{-3}$
Stickstoff im Streu-Pool	$N_L$	$gN\ m^{-3}$
Stickstoff im Humus-Pool	$N_H$	$gN\ m^{-3}$
Phosphor im Streu-Pool	$P_L$	$gP\ m^{-3}$
Phosphor im Humus-Pool	$P_H$	$gP\ m^{-3}$
Stickstoff im Biomasse assoziierten Pool	$N_{bio}$	$gN\ m^{-3}$
Phosphor im Biomasse assoziierten Pool	$P_{bio}$	$gP\ m^{-3}$
anorganisch Stickstoff		
Ammonium	$NH_4$	$gN\ m^{-3}$
Nitrit	$NO_2$	$gN\ m^{-3}$
Nitrat	$NO_3$	$gN\ m^{-3}$
gasförmiger Stickstoff	$N_{gas}$	$gN\ m^{-3}$
anorganisch Phosphor		
gelöstes Phosphat	$PO_4$	$gP\ m^{-3}$
aktives sorbiertes Phosphat	$PO_{4ls}$	$gP\ m^{-3}$
stark sorbiertes Phosphat	$PO_{4s}$	$gP\ m^{-3}$
anorganisch Kohlenstoff		
Kohlenstoffdioxid	$CO_2$	$gC\ m^{-3}$
Tracer	$Tr$	$g\ m^{-3}$

Die organische Bodensubstanz wird in zwei Kompartimente unterteilt, den Streu- und den Humus-Pool. Der Streu-Pool umfasst leicht zersetzbare Pflanzenmaterial, z.B. Ernteresiduen, weitgehend unzersetztes Pflanzenmaterial sowie mikrobielle Biomasse. Der Humus-Pool ist mit der schwerer zersetzbaren toten organischen Substanz des Bodens assoziiert. Die mikrobielle Biomasse des Bodens wird nicht explizit modelliert. Um jedoch den generellen kurzfristigen Einfluss der mikrobiellen Biomasse auf die Nährstoffdynamik zu modellieren, ohne aber komplexe Wachstums- und Absterbe-Prozesse modellieren zu müssen, wird die Zwischenspeicherung von Nährstoffen in der mikrobiellen Biomasse durch ein vergleichsweise schnell reagierenden ‚biomasse-assoziierten Nährstoffpool‘, jeweils für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor, konzeptionell dargestellt. Während des Dekompositionsprozesses wird konstant  $\text{CO}_2$  als Abfallprodukt der mikrobiellen Respiration veratmet, wohingegen Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor in der mikrobiellen Biomasse und in leicht abbaubarer organischer Substanz, wie z.B. abgestorbener mikrobieller Biomasse, angereichert werden. Daher kann beobachtet werden, dass die Masse des Kohlenstoffs im Streu während des Dekompositionsprozesses konstant abnimmt. Jedoch wird z.B. die Masse von Stickstoff eines zu Anfangs stickstoffarmen Streus während des Dekompositionsprozesses zunächst zunehmen bis ein kritisches C:N-Verhältnis erreicht wird und dann als Folge von Mineralisierung absinken (z.B. Moore et al., 2006; z.B. Moore et al., 2011; z.B. Parton et al., 2007; z.B. Manzoni et al., 2008).

Neben den organischen Kohlenstoffverbindungen wird anorganischer Kohlenstoff in Form von Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) berücksichtigt. Der anorganische Stickstoff wird in die Kompartimente Ammonium ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2$ ), Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) und gasförmige Stickstoffverbindungen ( $\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$ ) unterteilt. Der anorganische Phosphor, welcher mit Phosphat assoziiert ist, wird durch drei Kompartimente dargestellt. Eines der Kompartimente stellt das leicht verfügbare (labile) Phosphat dar, welches durch Auswaschung und Pflanzenaufnahme dem Boden entzogen werden kann. Das an der Festphase sorbierte Phosphat wird durch ein schnell und ein langsam reagierendes Kompartiment dargestellt, welche über Diffusion im Austausch mit dem leicht verfügbaren Phosphat stehen.

Die Systemvariablen und Prozesse des CNP-Moduls sind in der Abbildung 4.8 dargestellt und die Prozessgleichungen werden in den folgenden Absätzen erläutert.

### Der Streu-Pool

Entsprechend Abbildung 4.8 ist die Bilanzgleichung für den Kohlenstoff im Streu-Pool:

$$\frac{dC_L}{dt} = ADD_{root_s} + ADD_{residue_s} + ADD_{FertClit} - DEC_l - ER_{Clit} \quad (4.43)$$

Die Terme organischer Input durch abgestorbene Wurzelbiomasse  $ADD_{root_s}$  und organischer Input durch Ernteresiduen  $ADD_{residue_s}$  sowie organischer Input durch Dünger  $ADD_{FertClit}$  stellen externe Input-Terme in das System dar, welche in dem Modul Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement (siehe Kapitel 4.2) berechnet werden. Der Term



über die Zeit dynamisch in PANTA RHEI berechnet (LWI-HYWAG and IfW, 2012). Der pH-Wert des Bodens kann optional als zeitlich konstanter Wert angegeben werden. Der pH-Wert kann aufgrund seiner möglicherweise starken räumlichen Heterogenität einen starken Einfluss auf die Dekomposition und andere Prozesse im Einzugsgebiet haben. Die Modellierung des Temperatureinflusses auf die Dekomposition erfolgt nach O'Neill (1968) (Gleichung 4.46). Diese Funktion weist mit einem Temperaturoptimum  $Tb_{opt}$  und einer maximalen Temperatur  $Tb_{max}$  zwei Größen auf, die es erlauben, den für biologische Prozesse typischen Verlauf der Temperaturabhängigkeit nachzubilden (siehe Abbildung 4.9, a).  $ftd$  wurde anhand der Ergebnisse von Onigkeit (2006) parametrisiert.

$$ftd = \left( \frac{Tb_{max} - Tb}{Tb_{max} - Tb_{opt}} \right)^a \cdot \exp \left( \frac{a \cdot (Tb - Tb_{opt})}{Tb_{max} - Tb_{opt}} \right) \quad (4.46)$$

mit

$$a = \frac{\left( b \cdot \left( 1 + \sqrt{1 + \frac{40}{b}} \right) \right)^2}{400} \quad (4.47)$$

und

$$b = (q - 1) \cdot (Tb_{max} - Tb_{opt}) \quad (4.48)$$

mit	$Tb_{max}$	maximale Temperatur (= 43,8)	[°C]
	$Tb_{opt}$	Temperaturoptimum (= 36,9)	[°C]
	$Tb$	Bodentemperatur	[°C]
	$q$	Anpassungsparameter (= 1,7)	[-]

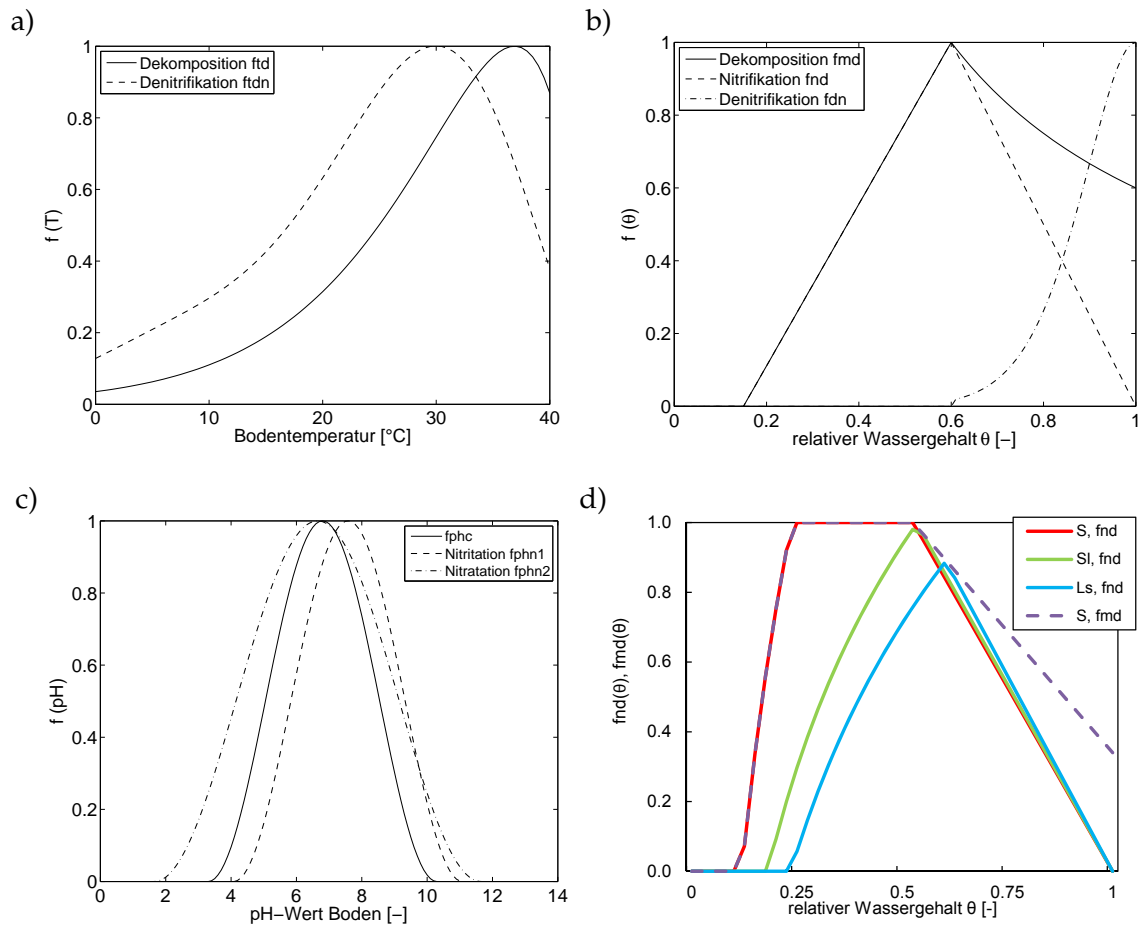
Eine Reduktion der Dekomposition bei niedrigen Wassergehalten ist zum einen auf eine reduzierte Substratverfügbarkeit aufgrund einer verringerten Diffusivität der Bodenlösung und zum anderen auf einen reduzierten Metabolismus der Mikroben zurückzuführen (Fujita et al., 2013). Manzoni et al. (2012) zeigte für ein großes Datenset aus Inkubationsversuchen, dass die Dekomposition unterhalb des Wassergehaltes am permanenten Welkepunktes  $\theta_{pwp}$  nahezu zum Erliegen kommt, während sie im Bereich der Feldkapazität  $\theta_{fk}$  ihr Maximum erreicht. Eine Reduktion der Dekomposition bei hohen Wassergehalten ist mit einer Verringerung der Sauerstoffverfügbarkeit verbunden (siehe Abbildung 4.9, b und d). Nach Fujita et al. (2013) liegt der Grenzwert für den Bodenluftgehalt, ab dem eine Reduktion eintritt, bei  $\phi_{luft} = 0,2 [cm^3 cm^{-3}]$ .

$$fmd = MIN \left( \begin{cases} 0 & \theta_{Lyr} \leq \theta_{pwp} \\ 1 - \frac{\log(\theta_{fk}) - \log(\theta_{Lyr})}{\log(\theta_{fk}) - \log(\theta_{pwp})} & \theta_{pwp} > \theta_{Lyr} \leq \theta_{fk}; \\ 1 & \theta_{Lyr} > \theta_{fk} \end{cases} \cdot \begin{cases} 0 & \theta_{gasthr} \leq 1 - \theta_{Lyr} \\ \frac{1 - \theta_{Lyr}}{\theta_{gasthr}} \cdot r & 1 - \theta_{Lyr} > \theta_{gasthr} \end{cases} \right) \quad (4.49)$$

Mit:  $\theta_{gasthr} = \phi_{luft} / \theta_s$  und  $r = (1 - 0.34) + 0,34$

Der Einfluss des pH-Wertes auf die Dekomposition wird nach einem Ansatz von





**Abb. 4.9:** Steuerfunktionen für die Abhängigkeit von Prozessen im Boden von den Umwelteinflüssen a) Temperatur, b) Wassergehalt, c) pH-Wert und d) Wassergehalt + Bodenart (S, SI und Ls).

Park et al. (2007) modelliert (Gleichung 4.50). Der optimale pH-Wert für die Dekomposition  $pH_{opt}$  liegt bei 7 und die pH-Variationsbreite  $w$  ist 3,5 (Groenendijk et al., 2005) (siehe Abbildung 4.9 c).

$$f_{phc} = \begin{cases} \frac{1 + \cos(\frac{\pi}{w} \cdot (pH - pH_{opt}))}{2} & pH_{opt} - w \leq pH \leq pH_{opt} + w \\ 0 & pH < pH_{opt} - w \text{ oder } pH > pH_{opt} + w \end{cases} \quad (4.50)$$

Das C:N Verhältnis der neu aufgebauten organischen Substanz  $S_{CN}$  liegt in einem Bereich von 8,5 bis 14 und im Mittel bei 10 (Cleveland and Liptzin, 2007; Li et al., 2012b).  $S_{CN}$  wird in Abhängigkeit von dem zur Verfügung stehenden Stickstoff (Residuen und mineralischer Stickstoff) nach der empirischen Gleichung 4.51 berechnet (Kemanian and Stöckle, 2010).

$$S_{CN} = 8.5 + 2.7 \cdot \left( 1 - \frac{1}{1 + \left( \frac{CN_I}{110} \right)^3} \right) \cdot \left( 1 + \frac{1}{1 + \left( \frac{(NH_4 + NO_3)}{8} \right)^3} \right) \quad (4.51)$$

Die Berechnung des C:P Verhältnisses der neu geformten organischen Substanz  $S_{CP}$

erfolgt analog mit entsprechenden Werten. Optional kann ein konstanter Wert für  $S_{CN}$  und  $S_{CP}$  angegeben werden.

Die Berechnung von  $N_L$  und  $P_L$  (siehe Gleichung 4.52 und 4.53) erfolgt analog zu  $C_L$  (Gleichung 4.43), dividiert durch die entsprechenden Verhältnisse von C:N und C:P.

$$\frac{dN_L}{dt} = \frac{ADD}{CN_{add}} + \frac{ADD_{root_s}}{CN_{root}} + \frac{ADD_{residue_s}}{CN_{residue}} - \frac{DEC_l}{CN_l} + DB_N + ADD_{FertNlit} - ERNlit \quad (4.52)$$

$$\frac{dP_L}{dt} = \frac{ADD}{CP_{add}} + \frac{ADD_{root_s}}{CP_{root}} + \frac{ADD_{residue_s}}{CP_{residue}} - \frac{DEC_l}{CP_l} + DB_P + ADD_{FertPlit} - ERPlit \quad (4.53)$$

Die Terme  $DB_N$  und  $DB_P$  beschreiben die Freisetzung von leicht zersetzbaren organischen Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem biomasse-assoziierten Nährstoffpool  $N_{bio}$  bzw.  $P_{bio}$ .

### Der Humus-Pool

Die Bilanzgleichung für den Kohlenstoff im Humus-Pool ist:

$$\frac{dC_H}{dt} = DECl \cdot rh - DECh - ERChum \quad (4.54)$$

Der Anteil  $rh$  beschreibt den Anteil der abgebauten Streu, der humifiziert wird (siehe Abbildung 4.8). Der Faktor  $rh$  wird oft als „isohumic coefficient“ bezeichnet und liegt normalerweise in einem Bereich von 0,15 bis 0,35 (Brady and Weil, 2002). Der Term  $DECh$  beschreibt den Verlust von Humus durch Dekomposition (siehe Gleichung 4.55),

$$DECh = C_H \cdot k_h \cdot ftd \cdot fmd \cdot fpHc \quad (4.55)$$

wobei  $k_h$  die Humus-Dekompositionsrate [ $d^{-1}$ ] ist. Die Bilanzgleichungen (4.56 und 4.57) für den Stickstoff  $N_H$  und Phosphor  $P_H$  im Humus-Pool werden analog zu Gleichung 4.54 formuliert. Dabei entspricht  $CN_H$  dem aktuellen Kohlenstoff zu Stickstoffverhältnis und  $CP_H$  dem aktuellen Kohlenstoff zu Phosphorverhältnis des Humus-Pools.

$$\frac{dN_H}{dt} = \frac{DECl \cdot rh}{S_{CN}} - \frac{DECh}{CN_H} - ERNhum \quad (4.56)$$

$$\frac{dP_H}{dt} = \frac{DECl \cdot rh}{S_{CP}} - \frac{DECh}{CP_H} - ERPhum \quad (4.57)$$

Das während des Dekompositions-Prozesses freigesetzte  $CO_2$  wird anhand Gleichung 4.58 bilanziert.

$$\frac{dCO_2}{dt} = DECl \cdot (1 - rh) + DECh \quad (4.58)$$

### Der biomasse-assoziierte Nährstoff-Pool

Der durch die Dekomposition von Streu und Humus freigesetzte Stickstoff und Phosphor wird nicht sofort mineralisiert, sondern zunächst in mikrobieller Biomasse und anderen leicht abbaubaren organischen Nebenprodukten festgelegt (siehe Gleichung 4.59 und 4.60).

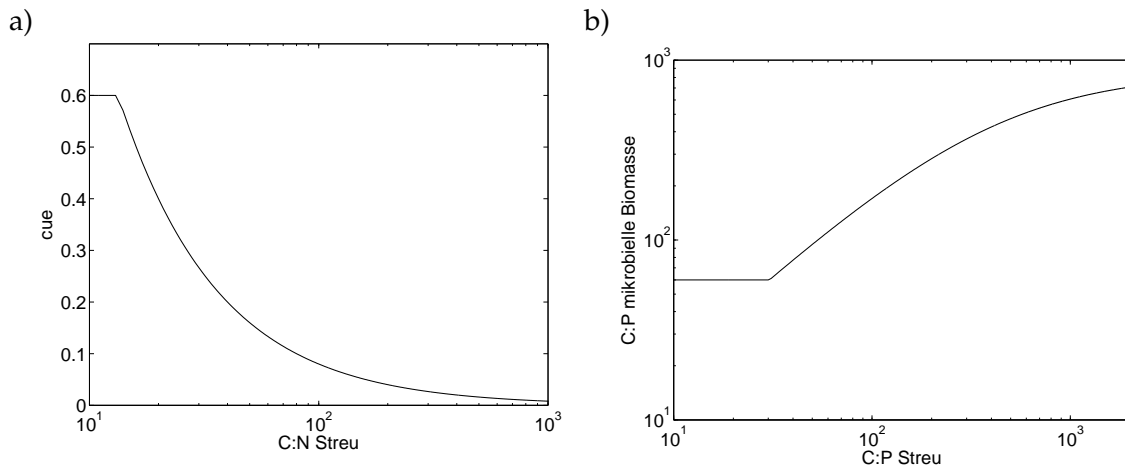
$$\frac{dN_{bio}}{dt} = \frac{DECl}{CN_l} + \frac{DECh}{CN_H} - \frac{DECl \cdot rh}{S_{CN}} + IMM_N - MIN_N - N_{bio} \cdot k_{bio} \quad (4.59)$$

$$\frac{dP_{bio}}{dt} = \frac{DECl}{CP_l} + \frac{DECh}{CP_H} - \frac{DECl \cdot rh}{S_{CP}} + IMM_P - MIN_P - P_{bio} \cdot k_{bio} \quad (4.60)$$

Ob während des Dekompositionsprozesses eine Mineralisierung oder Immobilisierung von Nährstoffen stattfindet, ist primär von dem Kohlenstoff zu Nährstoffverhältnis des Substrats  $Ci_l$  (wobei  $i$  für die Nährstoffe N oder P steht) und den stöchiometrischen Anforderungen der mikrobiellen Biomasse an die Nährstoffe C, N und P abhängig. Die stöchiometrischen Anforderungen der mikrobiellen Biomasse werden von der Kohlenstoff-Nutzungs-Effizienz (carbon use efficiency,  $cue$ ) und dem Kohlenstoff zu Nährstoffverhältnis der Biomasse  $Ci_{bio}$  bestimmt (Ågren et al., 2013). Daher wird in jedem Zeitschritt die potentiell verfügbare Menge an Nährstoff  $i$  dem Bedarf an Nährstoff  $i$  gegenübergestellt (Gleichung 4.61).

$$\phi_{pot,i} = \underbrace{\frac{DEC_{l_{pot}}}{Ci_L} + \frac{DECh}{Ci_H}}_{\text{verfügbar}} - \underbrace{\frac{DEC_{l_{pot}} \cdot rh}{S_{Ci}} - \frac{DEC_{l_{pot}} \cdot (1 - rh - rr)}{Ci_{bio}}}_{\text{Bedarf}} \quad (4.61)$$

Der Term  $rr = 1 - cue$  entspricht dem Anteil des durch Dekomposition umgesetzten Kohlenstoffs, der durch Respiration freigesetzt wird. Der Nährstoffbedarf der Biomasse ist abhängig von  $cue$  und dem C:N bzw. C:P Verhältnis der Biomasse ( $CN_{bio}$  und  $CP_{bio}$ ).  $cue$  und  $Ci_{bio}$  sind nicht konstant sondern ändern sich in Abhängigkeit des C:i Verhältnisses des Substrates. Liegt z.B. ein Substrat mit einem weiten C:i Verhältnis vor, dann verringert sich die  $cue$  und das C:i der Biomasse weitet sich. Ein Problem ist die starke Korrelation zwischen  $cue$  und dem C:N bzw. C:P Verhältnis der Biomasse, wodurch eine separate Bestimmung schwierig ist (Ågren et al., 2013). Jedoch konnte Manzoni et al. (2010) zeigen, dass das Immobilisierungs- bzw. Mineralisierungsverhalten verschiedener Streutypen unter der Annahme erklärt werden kann, dass  $cue$  von dem C:N Verhältnis der Streu abhängig ist, während das C:N Verhältnis der Biomasse als konstant angenommen wird und das C:P Verhältnis der Biomasse von dem C:P Verhältnis der Streu abhängig ist. Gleichung 4.62 beschreibt die Abhängigkeit der  $cue$  von  $CN_l$  (Sinsabaugh et al., 2013) (siehe Abbildung 4.10 a).



**Abb. 4.10:** Abhängigkeit der a) cue (carbon use efficiency) und b) des C:P Verhältnisses der mikrobiellen Biomasse von der Substratqualität.

$$cue = cue_{max} \cdot \left( \frac{CN_{bio}}{CN_l \cdot cue_{max}} \right) \quad (4.62)$$

mit  $cue_{max}$  maximale Kohlenstoff-Nutzungseffizienz (= 0,6) [–]  
 $CN_{bio}$  C:N Verhältnis der mikrobiellen Biomasse (= 8) [–]

Die Abhängigkeit von  $CP_{bio}$  von  $CP_l$  wird durch Gleichung 4.63 beschrieben und wurde anhand der Ergebnisse von [Cleveland and Liptzin \(2007\)](#) und [Scott et al. \(2012\)](#) parametrisiert (siehe Abbildung 4.10 b). Das C:P Verhältnis der mikrobiellen Biomasse kann in Abhängigkeit der Streuqualität von ca. 60 bis 800 schwanken ([Cleveland and Liptzin, 2007](#)). Das mittlere  $CP_{bio}$  in ausreichend mit P versorgten Kulturen ist ca. 100, während in P unterversorgten Kulturen  $CP_{bio}$  im Mittel ca. 440 ist ([Scott et al., 2012](#)).

$$CP_{bio} = \max \left( 60, \frac{K_{CP} \cdot CP_{biomax} \cdot CP_l}{1 + K_{CP} \cdot CP_l} \right) \quad (4.63)$$

mit  $CP_{biomax}$  maximale C:P Verhältnis der mikrobiellen Biomasse (= 850) [–]  
 $K_{CP}$  Formparameter (= 0,0025) [–]

Kann die benötigte Menge an Nährstoff i nicht durch die Dekomposition von organischer Substanz geliefert werden, wird die Differenz durch die Immobilisierung von anorganischem N bzw. P aus der Bodenlösung gedeckt. Ist der Bedarf größer als die maximal immobilisierbare Menge eines Nährstoffes  $IMM_{max,i}$ , dann ist die Dekomposition aufgrund dieses Nährstoffes limitiert und wird um den Faktor  $\psi$  reduziert, ebenso wie die potentielle Immobilisierung (siehe Gleichung 4.64, 4.65 und 4.66)

$$\psi_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } \phi_{pot,i} > 0 \\ \begin{cases} \text{sonst} \\ -\frac{IMMmax_i}{\phi_{pot,i}} & \text{wenn } -1 \cdot \phi_{pot,i} > IMMmax_i \\ 1 & \text{sonst} \end{cases} & \end{cases} \quad (4.64)$$

$$\psi = \min(\psi_N; \psi_P) \quad (4.65)$$

$$\phi_i = \phi_{pot,i} \cdot \psi \quad (4.66)$$

Ist der Bedarf  $\phi_i$  positiv, findet eine Mineralisierung des entsprechenden Nährstoffes statt, ist  $\phi_i$  negativ, findet Immobilisierung statt (siehe Gleichung 4.67).

$$\text{wenn } \phi_i > 0 \begin{cases} MIN_i = \phi_i \\ IMM_i = 0 \end{cases} \quad \text{wenn } \phi_i < 0 \begin{cases} MIN_i = 0 \\ IMM_i = -\phi_i \end{cases} \quad (4.67)$$

Der immobilisierte Stickstoff wird proportional zu seiner Konzentration aus dem Nitrat- und dem Ammonium-Pool entnommen (Gleichung 4.68).

$$\begin{cases} IMM_{NH_4} = \frac{NH_4}{NH_4+NO_3} \cdot IMM_N \\ IMM_{NO_3} = \frac{NO_3}{NH_4+NO_3} \cdot IMM_N \end{cases} \quad (4.68)$$

### Anorganische Stickstoff-Pools

Die Bilanzgleichungen für den Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Pool sowie den gasförmigen Stickstoffpool werden anhand der Gleichungen 4.69, 4.70, 4.71 und 4.72 berechnet.

$$\begin{aligned} \frac{dNH_4}{dt} = & MIN_N - IMM_{NH_4} - NIT1 - ERNH_4 - UPnh_4 \\ & + LEnh_4in - LEnh_4out - LATnh_4out + ADD_{FertNH_4} \end{aligned} \quad (4.69)$$

$$\begin{aligned} \frac{dNO_2}{dt} = & NIT1 - NIT2 + DENIT1 - DENIT2 \\ & + LEno_2in - LEno_2out - LATno_2out \end{aligned} \quad (4.70)$$

$$\begin{aligned} \frac{dNO_3}{dt} = & NIT2 - IMM_{NO_3} - DENIT1 - UPno_3 \\ & + LEno_3in - LEno_3out - LATno_3out + ADD_{FertNO_3} \end{aligned} \quad (4.71)$$

$$\frac{dN_{gas}}{dt} = DENIT2 \quad (4.72)$$

Die mit der Immobilisierung und der Mineralisierung verbundenen Terme des Ammonium- und Nitrat-Pools wurden bereits beschrieben. Die Terme  $UPnh_4$  und  $UPno_3$  beschreiben die Aufnahme von Ammonium und Nitrat durch Pflanzen (siehe Kapitel 4.2.1). Die Auswaschung („Leaching“) von Ammonium, Nitrit und Nitrat ( $N^\pm$ ) ist proportional zur Perkulationsrate  $LS_{Lyr}$  [ $m d^{-1}$ ] und wird durch den Term  $LE_{N^\pm}$ <sup>5</sup> beschrieben (Gleichung 4.73)

$$LE_{N^\pm} = f_{wat} \cdot a^\pm \cdot N^\pm \cdot \frac{LS_{Lyr}}{\theta_{Lyr} \cdot Z_{Lyr}} \quad (4.73)$$

mit  $\theta_{Lyr}$  als der Wassergehalt [-] und  $Z_{Lyr}$  [ $m$ ] als die Mächtigkeit der entsprechenden Bodenschicht ( $Lyr$ ) ist. Der dimensionslose Koeffizient  $a^\pm$  liegt zwischen 0 und 1 und charakterisiert die Mobilität des Stoffes. Nitrit und Nitrat sind sehr mobile Ionen, sodass für  $a^+$  ein Wert von 1 angenommen wird. Ammonium hingegen sorbiert stark an der Bodenmatrix und weist daher eine wesentlich geringere Mobilität auf, sodass für  $a^-$  ein Wert von 0,05 angenommen wird (D’Odorico et al., 2003). Bei geringer Bodenfeuchte erhöht sich die Tortuosität und die effektive Fließstrecke nimmt zu, wodurch der Transport der gelösten Stoffe verlangsamt wird (Porporato et al., 2003). Dieser Effekt wird in Anlehnung an Neitsch et al. (2011b) durch den Faktor  $f_{wat}$  beschrieben (Gleichung 4.74).

$$f_{wat} = 1 - \exp\left(-\frac{LS_{Lyr}}{Z_{Lyr} \cdot \theta_s}\right) \quad (4.74)$$

Bei der Nitrifikation handelt es sich um einen zweistufigen Prozess, der maßgeblich durch die aeroben und chemolithotrophen Mikroorganismen Nitrosomonas und Nitrobacter erfolgt (Benbi and Richter, 2003). Der erste Schritt, die Nitritation, ist die Oxidation von Ammonium zu Nitrit  $NIT$  (Gleichung 4.75). Im zweiten Schritt, der Nitratation, wird Nitrit zu Nitrat oxidiert  $NIT2$  (Gleichung 4.76).

$$NIT = fnd \cdot ftd \cdot fphn1 \cdot kn1 \cdot C_{NH_4} \quad (4.75)$$

$$NIT2 = fnd \cdot ftd \cdot fphn2 \cdot kn2 \cdot C_{NO_2} \quad (4.76)$$

Die Nitritationsrate  $kn1$  und die Nitrationsrate  $kn2$  [ $d^{-1}$ ] werden in Abhängigkeit der Temperatur, des Wassergehaltes und des pH-Wertes modelliert. Die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation  $ftd$  ist analog zu Gleichung 4.46 formuliert. Die Abhängigkeit von dem Wassergehalt  $fnd$  folgt der Formulierung von Porporato et al. (2003) und Fujita et al. (2013) (Gleichung 4.77 und Abbildung 4.9, b und d). Ähnlich wie die Dekomposition

<sup>5</sup> „in“ kennzeichnet einen Massenzustrom aus der darüber liegenden Bodenschicht und „out“ den Massenzustrom aus der betrachteten Bodenschicht.

erreicht die Nitrifikation ihr Optimum bei einem Wassergehalt nahe Feldkapazität, sinkt jedoch im Bereich des Sättigungswassergehaltes auf nahezu null ab (Linn and Doran, 1984; Skopp et al., 1990).

$$fnd = \min \left( \begin{cases} 0 & \theta_{Lyr} \leq \theta_{pwp} \\ 1 - \frac{\log(\theta_{fk}) - \log(\theta_{Lyr})}{\log(\theta_{fk}) - \log(\theta_{pwp})} & \theta_{pwp} > \theta_{Lyr} \leq \theta_{fk} \\ 1 & \theta_{Lyr} > \theta_{fk} \end{cases}; \begin{cases} 0 & \theta_{gasthr} \leq 1 - \theta_{Lyr} \\ \frac{1 - \theta_{Lyr}}{\theta_{gasthr}} & 1 - \theta_{Lyr} > \theta_{gasthr} \end{cases} \right) \quad (4.77)$$

Die Nitrifikation wird maßgeblich durch die Bakteriengruppen Nitrosomonas (Nitritation) und Nitrobacter (Nitratation) katalysiert, die unterschiedlich sensitiv auf den pH-Wert reagieren. Die Abhängigkeit der Nitrifikation von dem pH-Wert wird nach Gleichung 4.50 modelliert. Nach Le (2014) liegt der optimale pH-Wert für die Nitritation bei pH 7,6 ( $fphn1$ ,  $w = 3,5$ ) und für die Nitratation bei 6,6 ( $fphn2$ ,  $w = 5,8$ ) (Abbildung 4.9, c).

Die Denitrifikation erfolgt durch verschiedene fakultativ anaerobe und heterotrophe Bakteriengruppen. Diese oxidieren organische Kohlenstoffverbindungen und reduzieren Nitrat und Nitrit in Abwesenheit von Sauerstoff. Das Endprodukt der Denitrifikation ist  $N_2$ , jedoch können bei partieller Anaerobie  $N_2O$  und  $NO_x$  dominieren (Nieder and Benbi, 2008). Die Denitrifikation wird ebenfalls als zweistufiger Prozess beschrieben unter der Annahme, dass ausreichend organische Kohlenstoffverbindungen vorliegen. Im ersten Schritt erfolgt die Reduktion von Nitrat zu Nitrit  $DENIT$  (Gleichung 4.78) und im zweiten Schritt die Reduktion von Nitrit zu gasförmigen Stickstoffverbindungen  $DENIT2$  (Gleichung 4.79).

$$DENIT = fdn \cdot ftdn \cdot fphc \cdot kdn1 \cdot C_{NO_3} \quad (4.78)$$

$$DENIT2 = fdn \cdot ftdn \cdot fphc \cdot kdn2 \cdot C_{NO_3} \quad (4.79)$$

Die Parameter  $kdn1$  und  $kdn2$  [ $d^{-1}$ ] sind die jeweiligen Denitrifikationsraten. Der Einfluss des Wassergehaltes auf die Denitrifikation wird anhand einer Funktion von Richter et al. (1982) modelliert (Gleichung 4.80). Bei Wassergehalten kleiner der Feldkapazität findet keine Denitrifikation statt. Ist der Wassergehalt größer als die Feldkapazität, steigt die Denitrifikation stetig an und erreicht beim Sättigungswassergehalt  $\theta_s$  ihr Maximum (Brady and Weil, 2002) (siehe Abbildung 4.9, b).

$$fdn = \begin{cases} 0 & \theta_{Lyr} \leq \theta_{fk} \\ \left( \frac{\theta_{Lyr}}{\theta_s} \right)^\lambda \cdot \exp \left( \left( 1 - \frac{\theta_{Lyr}}{\theta_s} \right)^\lambda \right) & \theta_{fk} < \theta_{Lyr} \leq \theta_s \end{cases} \quad (4.80)$$

Der Formparameter  $\lambda$  entspricht einem Wert von 10 (Onigkeit, 2006). Der optimale pH-Wert für die Denitrifikation liegt in einem Bereich von 7 bis 7,5 (Heinen, 2006). Der Einfluss des pH-Wertes auf die Denitrifikation wird daher analog zur Dekomposition



mittels des Faktors  $fphc$  modelliert (Gleichung 4.50).

### Anorganische Phosphor-Pools

Die Bilanzgleichungen 4.81 bis 4.83 für die anorganischen Phosphor-Pools basieren auf dem „EPIC“ Modell (Jones et al., 1984a; Jones et al., 1984b; Sharpley et al., 1984). Die Phosphor-Routinen in den Modellen CREAMS (Knisel, 1988) und GLEAMS (Knisel, 1993) wurden ebenfalls aus dem EPIC-Ansatz entwickelt. In SWAT wird eine vereinfachte Version verwendet (Neitsch et al., 2011a).

$$\begin{aligned} \frac{dPO_4}{dt} = MIN_P - IMM_P - SORB_{fast} - UP_{pi} \\ + LE_{po4in} - LE_{po4out} - LAT_{po4out} + ADD_{FertPO_4} \end{aligned} \quad (4.81)$$

$$\frac{dPO_{4ls}}{dt} = SORB_{fast} - SORB_{slow} - ERP_{minfast} \quad (4.82)$$

$$\frac{dPO_{4s}}{dt} = SORB_{slow} - ERP_{minslow} \quad (4.83)$$

Der Transfer von Phosphor zwischen dem labilen und dem aktiven sorbierten Phosphat-Pool ( $PO_4 \rightleftharpoons PO_{4ls}$ ) wird durch den Term  $SORB_{fast}$  (Gleichung 4.84) und der Transfer von Phosphor zwischen dem aktiven und dem stabilen sorbierten Phosphat-Pool ( $PO_{4ls} \rightleftharpoons PO_{4s}$ ) wird durch den Term  $SORB_{slow}$  (Gleichung 4.85) beschrieben.

$$SORB_{fast} = \begin{cases} k_{sorb1} \cdot fmp \cdot ftd \cdot (PO_4 - PO_{4ls} \cdot \frac{psp}{(1-psp)}) & PO_4 > PO_{4ls} \\ k_{sorb2} \cdot fmp \cdot ftd \cdot (PO_4 - PO_{4ls} \cdot \frac{psp}{(1-psp)}) & sonst \end{cases} \quad (4.84)$$

$$SORB_{slow} = \begin{cases} k_{sorb3} \cdot (X_{sorb} \cdot PO_{4ls} - PO_{4s}) & PO_4 > PO_{4ls} \\ k_{sorb4} \cdot (X_{sorb} \cdot PO_{4ls} - PO_{4s}) & sonst \end{cases} \quad (4.85)$$

mit $k_{sorb1}$ bis $k_{sorb2}$	Sorptions- bzw. Desorptionsrate	$[d^{-1}]$
$psp$	Gleichgewichtskonstante P aus Dünger zu labilen P-Pool	$[-]$
$X_{sorb}$	Verhältnis $PO_{4ls}$ zu $PO_{4s}$	$[-]$

Werte für die Parameter  $k_{sorb1}$  bis  $k_{sorb4}$ ,  $X_{sorb}$  und  $psp$  sind für nordamerikanische kalkreiche und kalkarme Böden in Jones et al. (1984a) und Vadas and White (2010) sowie für saure und kalkreiche Böden der Tropen in Daroub et al. (2003) zu finden. Der P-Transfer zwischen dem labilen und dem aktiven sorbierten Phosphat-Pool wird anhand der Faktoren  $ftd$  (Gleichung 4.46) und  $fmp$  (Gleichung 4.86) in Abhängigkeit der Temperatur und des Wassergehaltes modelliert. Die Formulierung von  $fmp$  folgt Knisel (1993).

$$fmp = \begin{cases} \frac{\theta_{Lyr} - \theta_{pwp}}{\theta_{fk} - \theta_{pwp}} & \theta_{Lyr} \leq \theta_{fk} \\ 1 & \theta_{Lyr} > \theta_{fk} \end{cases} \quad (4.86)$$

mit  $\theta_{pwp}$  als Wassergehalt am permanenten Welkepunkt (PWP).

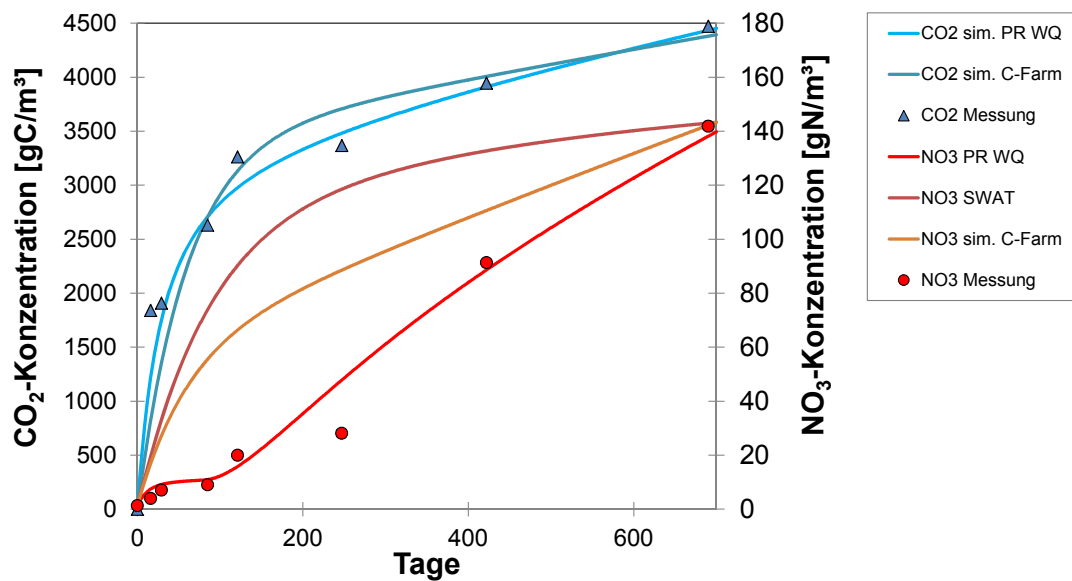
#### 4.4.1 Exkurs: Anwendung des CNP-Modules auf Laborversuche

Im Rahmen einer vom Autor betreuten Bachelorarbeit (Ta, 2014) wurde das entwickelte CNP-Modul, welches in PANTA RHEI implementiert wurde, sowie eine komplexere Vorgängerversion anhand der Laborexperimente von Azmal et al. (1996), Sallih and Pansu (1993) und Pansu et al. (1998) auf Funktionalität geprüft. Es zeigte sich, dass die zeitliche Dynamik der Dekomposition und Mineralisierung durch das entwickelte CNP-Modul für Pflanzenresiduen von unterschiedlicher Substratqualität gut simuliert wird (verwendet wurden Ipil Ipil, Winter Weizen und Reis).

Am Beispiel des Laborversuches von Pansu et al. (1998) wurde das in PANTA RHEI implementierte CNP-Modul mit den zwei biogeochemische Stoffkreislaufmodellen verglichen, die in SWAT implementiert sind. Das standardmäßig in SWAT implementierte biogeochemische Stoffkreislaufmodell ist eine Vereinfachung des Modells PAPRAN (Neitsch et al., 2011b) (im Folgenden als SWAT-Ansatz bezeichnet). Das zweite biogeochemischen Stoffkreislaufmodell des SWAT-Modells basiert auf dem Modell C-Farm (Kemanian and Stöckle, 2010). In dem Laborversuch wird die Dekomposition von Weizenstroh betrachtet, welches mit Boden vermischt und unter kontrollierten Temperatur- und Feuchtebedingungen über 710 Tage inkubiert wurde.

In Abbildung 4.11 wird exemplarisch der beobachtete und simulierte zeitliche Verlauf des während der Inkubation freigesetzten  $CO_2$  und  $NO_3$  gezeigt. Anhand der  $CO_2$ -Ganglinie ist zu erkennen, dass der Verlauf der Dekomposition des Pflanzenmaterials und des Bodenumus durch das entwickelte CNP-Modul und durch C-Farm gut abgebildet wird. Da beide Modelle für diesen Modellteil sehr ähnlich sind, ist auch der modellierte Verlauf der  $CO_2$ -Freisetzung sehr ähnlich. Da der SWAT-Ansatz die Simulation des Bodenkohlenstoffs nicht explizit berücksichtigt, kann die  $CO_2$ -Freisetzung mit diesem Ansatz nicht modelliert werden.

Vergleicht man den zeitlichen Verlauf des durch die Mineralisierung freigesetzten Nitrates, zeigt sich ein deutlicher Unterschied in den Simulationsergebnissen der Modelle. Dieser ist in der unterschiedlichen Umsetzung der Integration der Stoffkreisläufe von C, N und P in den Modellen begründet. Sowohl der SWAT-Ansatz als auch C-Farm überschätzen die Freisetzung von Nitrat in den ersten 100 Tagen des Inkubationsversuches deutlich. Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte CNP-Modul ist in der Lage den zeitlichen Verlauf der Nitratfreisetzung sehr gut nachzubilden. Im SWAT-Ansatz wird zwar eine Reduktion der Mineralisierung durch das C:N und das C:P Verhältnis berücksichtigt (siehe Gleichung 2.12, Kapitel 2.3.2.2), jedoch ist es anhand dieses vereinfachten Ansatzes nicht möglich, das komplexe Mineralisierungsverhalten abzubilden. Durch C-Farm wird



**Abb. 4.11:** Ergebnisse der Anwendung der zwei biogeochemischen Stoffkreislaufmodelle von SWAT (SWAT und C-Farm) sowie des entwickelten CNP-Moduls (PR WQ) auf den Laborversuch von [Pansu et al. \(1998\)](#).

der zeitliche Verlauf der Mineralisierung ebenfalls deutlich überschätzt, jedoch nicht so stark, wie es mit dem SWAT-Ansatz der Fall ist. C-Farm basiert auf einem einfachen Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz, bei dem der Bedarf anhand des C:N bzw. C:P Verhältnisses der neu gebildeten organischen Bodensubstanz bestimmt wird. Dieser Ansatz ist jedoch nur geeignet, um den langfristigen Bedarf zu bestimmen. In der Anfangsphase des Dekompositionsprozesses wird jedoch ein Großteil des umgesetzten organischen Stickstoffs in der mikrobiellen Biomasse gespeichert. Dieser Anteil wird in C-Farm nicht erfasst. Wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, wurde daher im entwickelten CNP-Modul der Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz dahingehend weiterentwickelt, dass der Bedarf anhand der neu gebildeten organischen Bodensubstanz und dem Bedarf der mikrobiellen Biomasse gesteuert wird. Der Bedarf der mikrobiellen Biomasse ist wiederum abhängig von dem C:N und C:P Verhältnis des Substrates. Um die Zwischenspeicherung von N und P in der mikrobiellen Biomasse modellieren zu können, wurde daher jeweils ein biomasse-assoziiertes Nährstoffpool für N und P eingeführt.

## 4.5 Punktuelle Einleitungen und diffuse Siedlungsabwässer

In PANTA RHEI WQ wird zwischen punktuellen Einleitungen und diffusen Siedlungsabwässern unterschieden. In Anlehnung an die Definition von [Chin \(2013\)](#) werden unter punktuellen Einleitungen Quellen zusammengefasst, die einem konkreten Einleitungspunkt zugeordnet werden können:

- Direkteinleitungen aus der Industrie
- Kläranlagenabläufe und Abläufe sonstiger Abwasserbehandlungsanlagen
- Sonstige Einleitungen mit definierter Abflussmenge und Konzentration

Der Eintrag von Stoffen durch punktuelle Einleitungen und diffuse Siedlungsabwässer wird in PANTA RHEI WQ durch zwei getrennte Komponenten berücksichtigt. Punktuelle Einleitungen können über die Funktion „Seitenwellen“ berücksichtigt werden. Für jedes Teileinzugsgebiet kann eine Seitenwelle angegeben werden.

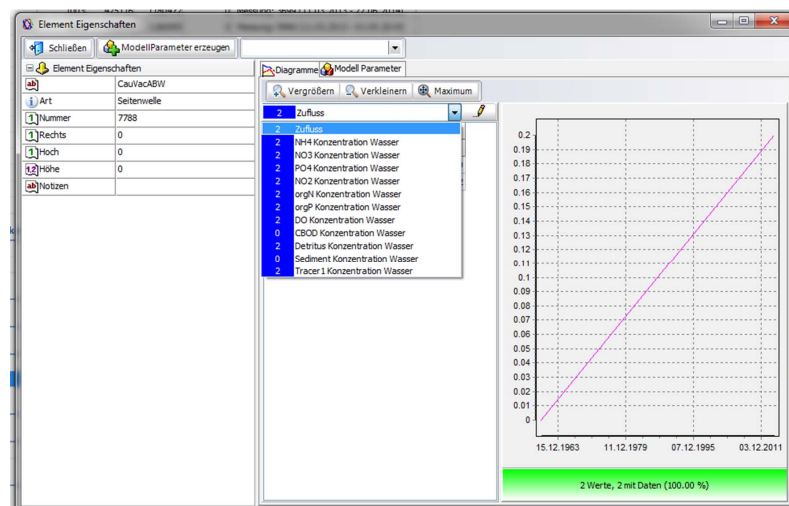


Abb. 4.12: Screenshot der Eingabemaske der Funktion „Seitenwelle“ in der GUI von PANTA RHEI.

In der Seitenwelle können alle punktuellen Einleitungen zusammengefasst werden, die die entsprechende Teilfläche betreffen. Die Funktion Seitenwelle wurde dahingehend erweitert, dass neben einem Abfluss nun auch Konzentrationen für die im Wasserqualitätsmodul von PANTA RHEI WQ berücksichtigten Stoffe angegeben werden können (siehe Kapitel 4.6). Über die Funktion Seitenwelle können konstante Werte, aber auch Zeitreihen für den Abfluss und Stoffkonzentrationen angegeben werden (Abbildung 4.12). Somit ist es auch möglich, einen konstanten Abfluss mit Stoffkonzentrations-Zeitreihen zu kombinieren. Des Weiteren kann die Funktion Seitenwelle als Schnittstelle zu externen Modellen der Siedlungswasserwirtschaft dienen, die Zeitreihen von Schmutzfrachten aus Entlastungsbauwerken oder Kläranlagen generieren.

Unter diffusen Siedlungsabwässern wird primär das Niederschlagsabwasser verstanden, das von Dachflächen und versiegelten Oberflächen abgeleitet und das nicht in Kläranlagen erfasst wird. Während eines Niederschlagsereignisses können Straßenstaub, Abfälle und andere Hinterlassenschaften auf versiegelten Flächen und im Kanalisationsnetz durch den Oberflächenabfluss mobilisiert werden und in angrenzende Gewässer getragen werden (McCarthy, 2008).

Das Kanalisationsnetz eines Siedlungsgebietes wird in PANTA RHEI WQ nicht explizit modelliert, da auf der Einzugsgebietsebene, besonders in weniger entwickelten Ländern, häufig wenig Informationen über die Beschaffenheit der Siedlungsentwässerungsstrukturen vorliegen. Eine einfache alternative Methode, um die Stofffrachten diffuser Siedlungsabwässer zu erfassen, ist die Verwendung von „event mean concentrations“ (EMC) (McCarthy, 2008; Norris et al., 2014). Nach Huber (1993) ist die EMC definiert als die Masse eines Stoffes, die während eines Abflussereignisses ausgetragen wird, dividiert durch das Abflussvolumen des Ereignisses. Anhand der EMCs von mehreren Einzelereignissen kann für jeden Stoff eine mittlere EMC ermittelt werden. Die EMC ist somit spezifisch für bestimmte Regionen bzw. Einzugsgebiete zu bestimmen. In Tabelle 4.4 sind ausgewählte Studien zu mittleren EMCs aus verschiedenen Ländern zusammengestellt.

**Tab. 4.4:** Zusammenstellung ausgewählter Literaturquellen zu „event mean concentration“ für verschiedene Regionen und Länder

Land	Parameter	Referenz	Anmerkung
USA	je nach Studie: <i>TSS</i> , <i>BOD</i> , <i>COD</i> , <i>TP</i> , <i>TN</i> , <i>PO<sub>4</sub></i> , <i>NO<sub>3</sub></i> , <i>NH<sub>4</sub></i>	(Lin, 2004)	Review-Paper über 9 Studien in den USA
Schwerpunkt: Nordamerika, Nord Europa, Australien	je nach Studie: <i>TSS</i> , <i>BOD</i> , <i>COD</i> , <i>TP</i> , <i>TN</i> , <i>PO<sub>4</sub></i> , <i>NO<sub>3</sub></i> , <i>NH<sub>4</sub></i> , versch. Schwermetalle	(Mitchell et al., 2000)	Datenbank aus 69 Studien
Australien	<i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>TN</i> , ( <i>DIP</i> , <i>DIN</i> , <i>DOP</i> , <i>DON</i> )	(Bartley and Speirs, 2010)	Review-Paper über 514 Standorte in Australien
Malaysia	<i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>TN</i> , <i>BOD</i> , <i>COD</i>	(Chow and Yusop, 2009), (Chow and Yusop, 2014), (Ho and Quan, 2012)	3 Standorte Malaysia
Vietnam (Hanoi)	<i>TP</i> , <i>TN</i> , <i>NH<sub>4</sub></i> , <i>BOD</i> , <i>COD</i>	(Ngoc, 2011)	Stadtgebiet Hanoi, Vietnam
China	<i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>NO<sub>3</sub></i> , <i>NH<sub>4</sub></i> , <i>COD</i>	(Huang et al., 2012)	Urbanes Einzugsgebiet Süd-Ost China

Die Stofffrachten diffuser Siedlungsabwässer werden in PANTA RHEI WQ in Anlehnung an das „Simple Model“ nach Schueler (1987) für jede als „Siedlung“ oder „Stadt“ definierte HRU anhand von Gleichung 4.87 berechnet.

$$L_{DSi} = Neff_o \cdot A \cdot C_{EMCi} \cdot tr \cdot f(BUWO) \quad (4.87)$$

mit	$L_{DSi}$	Fracht eines Stoffes i, aus diffusen Siedlungsabwässern	$[g \cdot d^{-1}]$
	$C_{EMCi}$	EMC eines Stoffes i	$[g \cdot m^{-3}]$
	$Neff_o$	Oberflächenabfluss einer Siedlungsfläche	$[m]$
	$A$	Fläche	$[m^2]$
	$trR$	transportwirksamer Anteil des Oberflächenabflusses (=0-1)	$[-]$
	$f(BUWO)$	„Build Up- Wash Off“ Faktor (=0-1)	$[-]$

Optional kann dieses EMC-Modell zu einem „Build Up- Wash Off“ Modell erweitert werden, indem der Faktor  $f(BUWO)$  aktiviert wird (Shaw et al., 2010).  $f(BUWO)$  kann einen Wertebereich von 0 – 1 annehmen.  $f(BUWO)$  steigt in Zeiten, in denen kein transportwirksamer Oberflächenabfluss vorhanden ist, und sinkt proportional zum transportwirksamen Oberflächenabfluss (Gleichung 4.88).

$$f(BUWO) = f(BUWO)_{t-1} + \Delta f(BUWO) \quad (4.88)$$

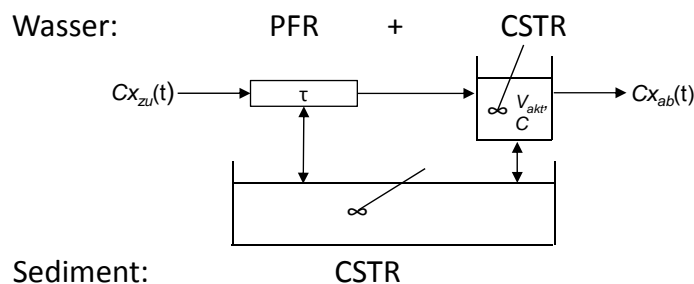
mit

$$\Delta f(BUWO) = \begin{cases} k_{bu} \cdot (1 - f(BUWO)_{t-1}) & Neff_o \leq 0,0001 \\ f(BUWO)_{t-1} \cdot k_{wu} \cdot Neff_o & \text{sonst} \end{cases} \quad (4.89)$$

Dabei sind  $k_{bu}$  und  $k_{wu}$  die Aufbau- und Abbauraten,  $t-1$  kennzeichnet den vorherigen Zeitschritt. Wird das „Build Up- Wash Off“ Modell verwendet, ist  $C_{EMCi}$  nicht als mittlere Konzentration eines Sturmereignisses, sondern als maximale Konzentration zu verstehen.

## 4.6 Das Wasserqualitätsmodul

Stoffe werden in Gewässern durch die Prozesse Advektion und Dispersion transportiert. In komplexen Gewässergütemodellen wie CE-QUAL-W2 oder DELFT3D werden die Transportprozesse anhand der Advektions-Dispersions-Gleichung beschrieben (siehe Kapitel 2.3). Das Transportmodell in PANTA RHEI WQ basiert auf einem modifizierten aggregierten Totzonen Modell („Aggregated Dead Zone Model“, ADZ) (Beer and Young, 1983; Wallis, 1994), das um ein Sedimentkompartiment erweitert wurde (Abbildung 4.13). Das ADZ-Modell ist ein konzeptionelles Modell, in dem die komplexen physikalischen Transportprozesse der Advektion und Dispersion vereinfacht dargestellt werden (siehe Kapitel 2.3).



**Abb. 4.13:** Konzeptionelle Darstellung des um ein Sedimentkompartiment erweiterten ADZ-Modells (siehe auch Abbildung 2.15 in Kapitel 2.3.2.3).

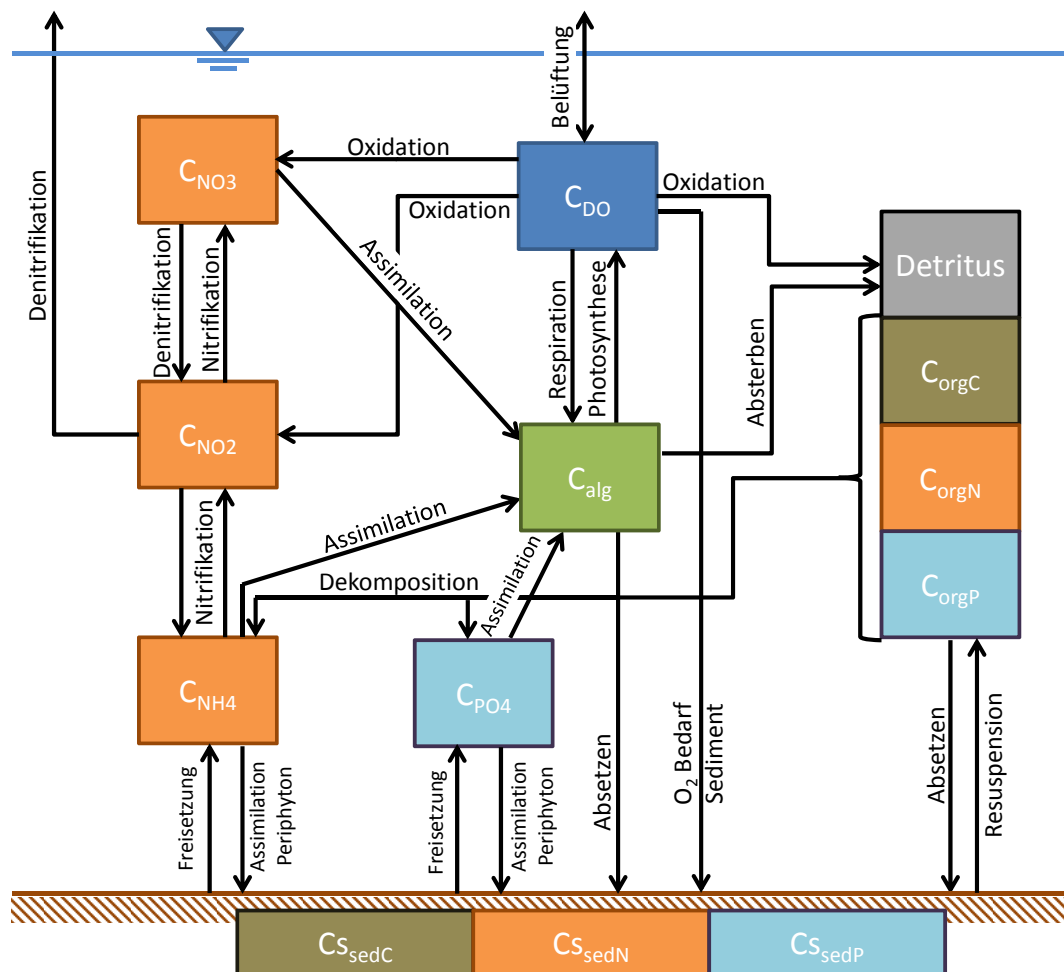
Die Transformationsprozesse des Wasserqualitätsmoduls von PANTA RHEI WQ orientieren sich an der Struktur des Wasserqualitätsmodells VUB-QUAL (van Griensven and Bauwens, 2003). Dieses ist eine Weiterentwicklung des Wasserqualitätsmodells QUAL2K (Brown and Barnwell, 1987) (siehe Kapitel 3.1). Die im Wasserqualitätsmodul von PANTA RHEI WQ betrachteten Stoffe bzw. Systemvariablen sind in Tabelle 4.5 zusammengefasst. Die betrachteten Transformationsprozesse und ihre Verknüpfung zu den Systemvariablen des Wasserqualitätsmoduls von PANTA RHEI WQ sind schematisch in Abbildung 4.14 dargestellt.

Um den in Kapitel 3.1 genannten Defiziten entgegenzuwirken, wird der BOD durch das Kompartiment organischen Kohlenstoff ersetzt. Die tote organische Substanz (Detritus) wird nun durch die drei Kompartimente organischer Kohlenstoff, organischer Stickstoff und organischer Phosphor dargestellt. Die Abbaurate und die Sedimentationsrate für diese drei Kompartimente ist jeweils identisch. Um den sedimentierten Detritus zu erfassen und die Massenbilanz zu schließen, werden zusätzlich drei Sedimentkompartimente eingeführt, die den im Sediment gespeicherten Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor erfassen (siehe Abbildung 4.14). Das Sediment wird dabei nicht als rein anorganisches Kompartiment aufgefasst, sondern umfasst auch in lebender Biomasse, wie Periphyton und Makrophyten, gebundene Stoffe. In Anlehnung an Shanahan et al. (2001), wird für alle organischen Verbindungen und Organismen sowie für die Stöchiometrie von Prozessen, eine konstante Zusammensetzung für die Elemente Kohlenstoff (C), Stickstoff



**Tab. 4.5:** Betrachtete Systemvariablen im Wasserqualitätsmodul von Panta Rhei WQ

Systemvariable	Symbol	Einheit
Wasser		
Ammonium (Ammoniak)	$C_{NH4}$	$gN\ m^{-3}$
Nitrit	$C_{NO2}$	$gN\ m^{-3}$
Nitrat	$C_{NO3}$	$gN\ m^{-3}$
organischer Stickstoff	$C_{orgN}$	$gN\ m^{-3}$
Phosphat	$C_{PO4}$	$gP\ m^{-3}$
organischer Phosphor	$C_{orgP}$	$gP\ m^{-3}$
planktische Algen	$C_{alg}$	$gC\ m^{-3}$
organischer Kohlenstoff	$C_{orgC}$	$gC\ m^{-3}$
gelöster Sauerstoff	$C_{DO}$	$gO_2\ m^{-3}$
Schwebstoffe	$C_{sed}$	$t\ m^{-3}$
Tracer	$C_{tr}$	$g\ m^{-3}$
Sediment		
Sediment Kohlenstoff	$C_{sedC}$	$gC\ m$
Sediment Stickstoff	$C_{sedN}$	$gN\ m$
Sediment Phosphor	$C_{sedP}$	$gP\ m$

**Abb. 4.14:** Kompartimentschema des selbst entwickelten Wasserqualitätsmoduls von PANTA RHEI WQ. Die Abkürzungen der Systemvariablen sind Tabelle 4.5 zu entnehmen.

(N), Phosphor (P) und Sauerstoff (O) über die Zeit angenommen. Folglich wird *BOD*, der über Punktquellen eingeleitet wird (siehe Kapitel 4.5), zunächst über ein definiertes Verhältnis zu organischen Kohlenstoff konvertiert. Entsprechend wird beim Abbau des Detritus gelöster Sauerstoff in der Wassersäule anhand des definierten Verhältnisses von organischem Kohlenstoff zu Sauerstoff verbraucht.

Da das Sediment während der gesamten Aufenthaltszeit des Wasser im Fließgewässerabschnitt mit der Wassersäule interagiert, stehen sowohl der PFR als auch der CSTR in Wechselwirkung mit dem Sediment (siehe Abbildung 4.13).

Im Folgenden werden die Transformationsterme  $S_i$  jeder Systemvariablen  $i$  des Wasserqualitätsmoduls von PANTA RHEI WQ beschrieben. Die in Abbildung 4.14 dargestellten Prozesse werden durch Reaktionen erster Ordnung modelliert. Wertebereiche für die verwendeten Raten und Faktoren sind in Tabelle D.1 im Anhang zusammengefasst. Im Allgemeinen wird die Abhängigkeit der Prozesse von der Wassertemperatur  $T$  [°C] anhand des „Theta-Ansatzes“ (Chapra, 2008) mit dem Temperaturfaktor  $\Theta_i$  beschrieben (Gleichung 4.90).

$$ft_i = \Theta_i^{T-20} \quad (4.90)$$

Die 13 Differentialgleichungen des Wasserqualitätsmoduls werden nach einem Runge-Kutta-Schema 4ter Ordnung gelöst (Chapra, 2008). Um numerische Stabilität zu gewährleisten, muss im Falle des PFR das Stabilitätskriterium

$$\frac{\tau}{\tau_{Stoff}} = \frac{\Delta x}{u} \cdot \frac{1}{\tau_{Stoff}} < 1 \quad (4.91)$$

in Abhängigkeit der Fließabschnittslänge  $\Delta x$  eingehalten werden und im Falle des CSTR das Stabilitätskriterium

$$\frac{\Delta t}{T_{res}} = \frac{u \cdot \Delta t}{\Delta x} < 1 \quad (4.92)$$

in Abhängigkeit des Zeitschrittes  $\Delta t$ . Wird eines der Stabilitätskriterien nicht eingehalten, wird im Falle des PFR der Fließabschnitt nach Gleichung 4.91 in eine entsprechende Anzahl an Sub-Fließabschnitten unterteilt. Im Fall des CSTR wird der Zeitschritt nach Gleichung 4.92 in eine entsprechende Anzahl an Sub-Zeitschritten unterteilt.

## Algen

Die Systemvariable „Algen“  $C_{alg}$  beschreibt die pflanzliche Biomasse im Gewässer. Die pflanzliche Biomasse im Gewässer setzt sich aus dem Phytoplankton, dem Periphyton und den Makrophyten zusammen. Während in flachen Gewässern häufig das Periphyton und die Makrophyten dominieren, werden tiefere Fließgewässer aufgrund der geringeren Verfügbarkeit von Licht mit zunehmender Wassertiefe oft vom Phytoplankton dominiert (Wetzel, 2001). In PANTA RHEI WQ wird angenommen, dass das Fließgewässer durch das Phytoplankton dominiert wird, und es wird nicht zwischen unterschiedlichen Phytoplanktonarten unterschieden. Die Dynamik der Algenbiomasse

wird durch die Prozesse Photosynthese (Wachstum), Respiration und das Absetzen von Algen beschrieben (Gleichung 4.93). Der Prozess Respiration umfasst dabei die Zellatmung als Umkehrprozess der Photosynthese und das Absterben von Algen (Uhlmann and Horn, 2001).

$$S_{C_{alg}} = \underbrace{kgp \cdot ftalg \cdot fn \cdot fl \cdot C_{alg}}_{\text{Photosynthese}} - \underbrace{krp \cdot ftalg \cdot C_{alg}}_{\text{Respiration Algen}} - \underbrace{\frac{vs_p}{H} \cdot C_{alg}}_{\text{Absetzen Algen}} \quad (4.93)$$

mit	$kgp$	Photosynthese-/Wachstumsrate der Algen	$[d^{-1}]$
	$krp$	Respirations/Sterberate der Algen	$[d^{-1}]$
	$vs_{alg}$	Sedimentationsrate der Algen	$[m \, d^{-1}]$
	$ftalg$	Limitierungsfaktor Temperatur	$[-]$
	$fn$	Limitierungsfaktor Nährstoffe	$[-]$
	$fl$	Limitierungsfaktor Licht	$[-]$

Das Algenwachstum wird durch die drei Faktoren Temperatur, Nährstoffe und Licht limitiert (Schwoerbel and Brendelberger, 2005). Die Temperaturlimitierung des Algenwachstums erfolgt dabei nach O'Neill (1968) analog zu Gleichung 4.46. Diese Funktion weist mit einem Temperaturoptimum  $T_{opt}$  und einer maximalen Temperatur  $T_{max}$  zwei Größen auf, die es erlauben, den für biologische Prozesse typischen Verlauf der Temperaturabhängigkeit nachzubilden (siehe Abbildung 4.9, a) in Kapitel 4.4). Die Wachstumslimitierung durch die Nährstoffe N und P wird durch einen Minimumsansatz nach Cole and Well (2008) modelliert (Gleichung 4.94).

$$fn = \min \left[ \frac{(C_{NH4} + C_{NO3})}{(K_{sn} + C_{NH4} + C_{NO3})}, \frac{C_{PO4}}{(K_{sp} + C_{PO4})} \right] \quad (4.94)$$

$K_{sn}$  und  $K_{sp}$   $[g \, m^{-3}]$  sind die jeweiligen Halbsättigungskonstanten. Die Modellierung der Limitierung des Algenwachstums durch Licht erfolgt nach Steele (1965) in Abhängigkeit der Wassertiefe  $H$   $[m]$  und der Lichtintensität  $I$   $[ly \, d^{-1}]$  (Gleichung 4.95). Dieser Ansatz berücksichtigt nicht nur eine Limitierung durch Lichtmangel, sondern auch eine Limitierung durch hohe Lichtintensitäten nahe der Wasseroberfläche (Chapra, 2008; Wetzel, 2001).

$$fl = \frac{2.718}{(keff \cdot H)} \cdot \left[ e^{\left(-\frac{I}{I_{sp}} \cdot e^{(-keff \cdot H)}\right)} - \exp\left(-\frac{I}{I_{sp}}\right) \right] \quad (4.95)$$

mit	$I_{sp}$	Optimale Lichtintensität für Algenwachstum	$[ly \, d^{-1}]$
	$keff$	Effektive Licht-Extinktionskoeffizient	$[m^{-1}]$

Der effektive Licht-Extinktionskoeffizient wird anhand des Licht-Extinktionskoeffizient (von reinem Wasser)  $ke$  in Abhängigkeit der TSS-, Detritus- und Algenkonzentration berechnet (Gleichung 4.96)

$$keff = ke + 0,053 \cdot C_{TSS} + 0,174 \cdot C_{det} + 0,0088 \cdot C_{alg} + 0,054 \cdot C_{alg}^{2/3} \quad (4.96)$$

### Organischer Kohlenstoff (Detritus)

Die Systemvariable „organischer Kohlenstoff“ beschreibt den Kohlenstoffanteil des Detritus in der Wassersäule  $C_{orgC}$  (Gleichung 4.97) und im Sediment  $C_{sedC}$  (Gleichung 4.98). Detritus wird durch das Absterben von Algenbiomasse, durch den Eintrag von organischer Substanz, durch Erosion und durch Abwassereintrag aufgebaut.

$$S_{C_{orgC}} = \text{Respiration\_Algen} - \underbrace{k_{dd} \cdot fox_c \cdot \Theta_{dd}^{(T-20.)} \cdot C_{orgC}}_{\text{Dekomposition\_Detritus}} - \underbrace{\frac{vs_D}{H} \cdot C_{det}}_{\text{Absetzen\_Detritus}} + \underbrace{k_{resup} \cdot C_{sedC}}_{\text{Resuspension\_Detritus\_Sediment}} \cdot A_{ch}^{-1} \quad (4.97)$$

$$S_{C_{sedC}} = \text{Absetzen\_Algen} \cdot A_{ch} + \text{Absetzen\_Detritus} \cdot A_{ch} - \underbrace{k_{dds} \cdot fox_c \cdot \Theta_{dd}^{(T-20.)} \cdot C_{sedC}}_{\text{Dekomposition\_Detritus\_Sediment}} - \text{Resuspension\_Detritus\_Sediment} + \underbrace{k_{epi} \cdot ft \cdot fn \cdot fl}_{\text{Photoperi}} \quad (4.98)$$

Dabei ist  $vs_D$  [ $m \, d^{-1}$ ] die Sedimentationsrate des Detritus und  $A_{ch}$  die Querschnittsfläche des Fließgewässerabschnittes [ $m^2$ ]. Der Abbau des Detritus erfolgt mit der Dekompositionsrate  $k_{dd}$  in der Wassersäule und  $k_{dds}$  [ $d^{-1}$ ] im Sediment. Die Abnahme der Dekomposition mit verringerter Sauerstoffkonzentration wird durch eine Michaelis-Menten Kinetik mit der Halbsättigungskonstante  $K_{sod}$  [ $gO_2 \, m^{-3}$ ] beschrieben (Gleichung 4.99). Die Anreicherung von organischem Kohlenstoff im Sediment durch Photosynthese des Periphytons wird durch die Photosyntheserate des Periphytons  $k_{epi}$  [ $gC \, m^{-1} \, d^{-1}$ ] vereinfacht als Reaktion nullter Ordnung beschrieben. Analog zum Phytoplankton wird  $k_{epi}$  durch Temperatur, Nährstoffe und Licht limitiert.

$$fox_c = \frac{C_{DO}}{(K_{sod} + C_{DO})} \quad (4.99)$$

Die Resuspension von  $C_{orgC}$  aus dem Sediment wird in Abhängigkeit der effektiven Resuspensionsrate  $k_{resup}^*$  berechnet (Gleichung 4.100)

$$k_{resup}^* = k_{resup} \cdot \left( \frac{H}{H_{bank}} \right)^{e_{res}} \quad (4.100)$$

Wobei  $k_{resup}$  die Resuspensionsrate [ $d^{-1}$ ] und  $e_{res}$  der Resuspensionsexponent ist [–]. Die Resuspension wird in Anlehnung an Lindström et al. (2010) über das Verhältnis des Wasserstandes im Fließgewässerabschnitt  $H$  zum bordvollen Wasserstand  $H_{bank}$  [ $m$ ] berechnet.

## Stickstoff

Der organische Stickstoff-Anteil des Detritus in der Wassersäule und im Sediment wird anhand der Systemvariablen  $C_{orgN}$  (Gleichung 4.101) und  $C_{sedN}$  (Gleichung 4.102) beschrieben. Die Transformationsterme sind analog zu denen des organischen Kohlenstoffs im Detritus formuliert, wobei  $r_{NC}$  das N:C Verhältnis der Algenbiomasse ist. Über den Faktor  $f_{ON}$  wird ein Teil des durch Respiration freigesetzten Stickstoffs nicht dem Detritus zugeführt, sondern wird z.B. durch Exkretion über den „kurzgeschlossenen Nährstoffkreislauf“ direkt dem Ammonium-Pool zugeführt (Uhlmann and Horn, 2001; Wetzel, 2001).

$$S_{C_{orgN}} = \underbrace{r_{NC} \cdot f_{ON} \cdot Respiration\_Algen}_{Respiration\_Algen\_N} - \underbrace{k_{dd} \cdot fox_c \cdot \Theta_{dd}^{(T-20.)} \cdot C_{orgN}}_{Dekomposition\_Detritus\_N} - \underbrace{\frac{vs_D}{H} \cdot C_{orgN}}_{Absetzen\_Detritus\_N} + \underbrace{k_{resup} \cdot C_{sedN}}_{Resuspension\_DetritusN\_Sediment} \cdot A_{ch}^{-1} \quad (4.101)$$

$$S_{C_{sedN}} = r_{NCp} \cdot Absetzen\_Algen \cdot A_{ch} + Absetzen\_Detritus\_N \cdot A_{ch} - \underbrace{k_{ddS} \cdot fox_c \cdot \Theta_{dd}^{(T-20.)} \cdot C_{sedN}}_{Dekomposition\_Detritus\_Sediment\_N} - Resuspension\_DetritusN\_Sediment + Photoperi \cdot r_{NCp} \quad (4.102)$$

Die Transformationsprozesse der Systemvariablen „Ammonium“  $C_{NH4}$ , „Nitrit“  $C_{NO2}$  und „Nitrat“  $C_{NO3}$  werden durch die Gleichungen 4.103, 4.104 und 4.105 beschrieben.

$$S_{C_{NH4}} = -r_{NC} \cdot P_{NH4} \cdot Photosynthese + r_{NC} \cdot (1 - f_{ON}) \cdot Respiration\_Algen + Dekomposition\_Detritus\_N + Dekomposition\_Detritus\_Sediment\_N \cdot A_{ch}^{-1} - \underbrace{fox_{ni} \cdot \Theta_{ni}^{(T-20.)} \cdot f_{kn1} \cdot kni \cdot C_{NH4}}_{Nitritation} - Photoperi \cdot r_{NCp} \cdot A_{ch}^{-1} \quad (4.103)$$

$$S_{C_{NO2}} = Nitritation - \underbrace{fox_{ni} \cdot kna \cdot \Theta_{ni}^{(T-20.)} \cdot f_{kn2} \cdot C_{NO2}}_{Nitratation} + Denitrifikation1 - \underbrace{fkden1 \cdot (1 - fox_{dni}) \cdot kdn2w \cdot \Theta_{dn}^{(T-20.)} \cdot C_{NO2}}_{Denitrifikation2} \quad (4.104)$$

$$S_{C_{NO3}} = -r_{NC} \cdot (1 - P_{NH4}) \cdot Photosynthese + Nitratisation \\ - \underbrace{fkden2 \cdot (1 - foxdni) \cdot kdn1w \cdot Tdn^{(T-20)} \cdot C_{NO3}}_{Denitrifikation1} \quad (4.105)$$

Während der Photosynthese assimilieren Algen Ammonium und Nitrat zum Aufbau von Biomasse. Die Aufnahme von Ammonium und Nitrat wird nach [Cole and Well \(2008\)](#) in Abhängigkeit der jeweiligen Konzentration und der Halbsättigungskonstante  $K_{NH4p}$  [ $gN\ m^{-3}$ ] durch den Faktor  $P_{NH4}$  gesteuert (Gleichung 4.106).

$$P_{NH4} = \frac{(C_{NH4} \cdot C_{NO3})}{((K_{NH4p} + C_{NH4}) \cdot (K_{NH4p} + C_{NO3}))} + \frac{(C_{NH4} \cdot K_{NH4p})}{((C_{NH4} + C_{NO3}) \cdot (K_{NH4p} + C_{NO3}))} \quad (4.106)$$

Entsprechend zum Stoffumsatz im Boden werden die Nitrifikation und die Denitrifikation jeweils als zweistufiger Prozess beschrieben (siehe Kapitel 4.4), mit der Nitrifikationsrate  $kni$  und der Nitrifikationsrate  $kna$  sowie den Denitrifikationsraten  $kdn1w$  und  $kdn2w$  [ $d^{-1}$ ]. Die Abnahme der Nitrifikation mit verringerter Sauerstoffkonzentration und abnehmender Konzentration von Ammonium und Nitrit wird durch die Faktoren  $fox_{ni}$ ,  $fkn1$  und  $fkn2$  jeweils durch eine Michaelis-Menten Kinetik mit den Halbsättigungskonstanten  $K_{oni}$  [ $gO_2\ m^{-3}$ ],  $K_{ni1}$  [ $gN\ m^{-3}$ ] und  $K_{ni2}$  [ $gN\ m^{-3}$ ] entsprechend zu Gleichung 4.99 modelliert. Ebenso wird die Abnahme der Denitrifikation mit zunehmender Sauerstoffkonzentration und abnehmender Konzentration von Nitrit und Nitrat durch die Faktoren  $fox_{dni}$ ,  $fkden1$  und  $fkden2$  jeweils durch eine Michaelis-Menten Kinetik mit den Halbsättigungskonstanten  $K_{odeni}$  [ $gO_2\ m^{-3}$ ],  $K_{deni1}$  [ $gN\ m^{-3}$ ] und  $K_{deni2}$  [ $gN\ m^{-3}$ ] modelliert.

## Phosphor

Der organische Phosphor-Anteil des Detritus in der Wassersäule und im Sediment wird anhand der Systemvariablen  $C_{orgP}$  (Gleichung 4.107) und  $C_{sedP}$  (Gleichung 4.108) und der anorganische Phosphor anhand der Systemvariablen  $C_{PO4}$  (Gleichung 4.109) beschrieben. Die Transformationsterme sind analog zu denen des organischen Stickstoffs im Detritus formuliert, wobei  $r_{PC}$  das P:C Verhältnis der Algenbiomasse ist und der Faktor  $f_{ON}$  durch den entsprechenden Faktor  $f_{OP}$  ersetzt wird.  $vs_{PO4}$  ist die Sedimentationsrate von anorganischem Phosphor.

$$S_{C_{orgP}} = f_{OP} \cdot r_{PC} \cdot Respiration\_Algen - \underbrace{k_{dd} \cdot fox_c \cdot \Theta_{dd}^{(T-20)} \cdot C_{orgP}}_{Dekomposition\_Detritus\_P} \\ - \underbrace{\frac{vs_D}{H} \cdot C_{orgP}}_{Absetzen\_Detritus\_P} + \underbrace{k_{resup} \cdot C_{sedP}}_{Resuspension\_DetritusP\_Sediment} \cdot A_{ch}^{-1} \quad (4.107)$$

$$\begin{aligned}
S_{Cs_{sedP}} = & rPC_P \cdot Absetzen\_Algen \cdot A_{ch} + Absetzen\_Detritus\_P \cdot A_{ch} \\
& - \underbrace{k_{ddS} \cdot fox_c \cdot \Theta_{dd}^{(T-20.)} \cdot Cs_{sedP}}_{Dekomposition\_Detritus\_Sediment\_P} - Resuspension\_DetritusP\_Sediment \\
& - Photoperi \cdot rPC_P \quad (4.108)
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
S_{C_{PO_4}} = & -rPC \cdot Photosynthese + Dekomposition\_Detritus\_P \\
& + (1 - fOP) \cdot rPC \cdot Respiration\_Algen + Dekomposition\_Detritus\_Sediment\_P \cdot A_{ch}^{-1} \\
& - Photoperi \cdot rPC_P \cdot A_{ch}^{-1} + \underbrace{\frac{v_{SPO_4}}{H} \cdot C_{PO_4}}_{Absetzen\_PO_4} \quad (4.109)
\end{aligned}$$

### Sauerstoff

Die Systemvariable „Sauerstoff“  $C_{DO}$  stellt eine zentrale Größe in der Gewässergütemodellierung dar, da diese von einer Vielzahl von Prozessen beeinflusst wird (siehe Abbildung 4.14 und Gleichung 4.110).

$$\begin{aligned}
S_{C_{DO}} = & \underbrace{krea \cdot (O_s - C_{DO})}_{Belüftung} + rOC \cdot Photosynthese \\
& - rOC \cdot Dekomposition\_Detritus\_Sediment \cdot A_{ch}^{-1} - rONi \cdot Nitrita \\
& - rONa \cdot Nitrata - rOC \cdot Dekomposition\_Detritus + rOC \cdot Photoperi \cdot A_{ch}^{-1} \quad (4.110)
\end{aligned}$$

Wobei die Faktoren  $rOC$  [ $gO_2 \ gC^{-1}$ ],  $rONi$  [ $gO_2 \ gN^{-1}$ ] und  $rONa$  [ $gO_2 \ gN^{-1}$ ] stöchiometrische Verhältnisse darstellen. Die Belüftung wird in Abhängigkeit der Belüftungsrate  $krea$  [ $d^{-1}$ ] und der Differenz aus der gelösten Sauerstoffkonzentration und der Sättigungskonzentration des gelösten Sauerstoffs im Wasser  $O_s$  [ $gO_2 \ m^{-3}$ ] berechnet.  $O_s$  kann für Süßwasser in Abhängigkeit der Wassertemperatur  $[K]$  nach Gleichung 4.111 bestimmt werden (APHA, 1995).

$$\begin{aligned}
\ln(O_s) = & -139.394411 + \frac{1.575701 \cdot 10^5}{Ta} - \frac{6.642309 \cdot 10^7}{Ta^2} \\
& + \frac{1.243800 \cdot 10^{10}}{Ta^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{Ta^4} \quad (4.111)
\end{aligned}$$

Die Belüftungsrate  $krea$  wird nach O'Connor and Dobbins (1958) und Owens et al. (1964) in Abhängigkeit der mittleren Fließgeschwindigkeit  $v_s$  [ $m \ s^{-1}$ ] und der Wassertiefe  $H$



[ $m$ ] anhand Gleichung 4.112 berechnet.

$$k_{rea} = \begin{cases} 5,32 \cdot \frac{v_s^{0,67}}{H^{1,85}} & (\text{wenn}) H \leq 0,5 \\ 3,93 \cdot \frac{v_s^{0,50}}{H^{1,50}} & (\text{sonst}) \end{cases} \quad (4.112)$$

### Schwebstoffe

Über die Systemvariable  $C_{sed}$  wird der Transport von Sediment im Fließgewässer beschrieben. Die Deposition ( $DEP$ ) und Resuspension ( $RES$ ) des transportierten Sediments wird anhand eines vereinfachten Transportansatzes nach [Bagnold \(1977\)](#) und [Williams \(1980\)](#) modelliert, welcher auch im SWAT-Modell verwendet wird ([Neitsch et al., 2011a](#)) (Gleichung 4.113).

$$S_{C_{sed}} = DEP + RES \quad (4.113)$$

Es wird angenommen, dass die maximale Sedimentkonzentration, die in einem Flussabschnitt transportiert werden kann, von der Fließgeschwindigkeit abhängig ist. Ob eine Deposition oder Resuspension von Sediment stattfindet, wird aus der Differenz der aktuellen Sedimentkonzentration und der maximalen Sediementkonzentration bestimmt (Gleichung 4.114).

$$\begin{aligned} \text{wenn } C_{sed} \geq conc_{sedmx} & \begin{cases} DEP = (C_{sed} - conc_{sedmx}) \cdot K_{dep} \\ RES = 0 \end{cases} \\ \text{sonst} & \begin{cases} DEP = 0 \\ RES = (C_{sed} - conc_{sedmx}) \cdot K_{erod} \end{cases} \end{aligned} \quad (4.114)$$

mit	$conc_{sedmx} = csp \cdot v_{speak}^{spexp}$	maximale Sedimentkonzentration	$[t \cdot m^{-3}]$
	$v_s$	Fließgeschwindigkeit	$[m \cdot s^{-1}]$
	$csp$ und $spexp$	Anpassungskoeffizienten ( $csp = 0,01 - 0,0001$ und $spexp = 1 - 2$ )	$[-]$
	$K_{erod}$	Resuspensions-Faktor	$[-]$
	$K_{dep}$	Depositions-Faktor	$[-]$

## 4.7 Zusammenfassung der Modellentwicklung des ökohydrologischen Modellsystems PANTA RHEI WQ

Ein wichtiges Teilziel dieser Arbeit ist die Erweiterung von PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem (PANTA RHEI WQ), das den Anforderungen in den sommerfeuchten Tropen gerecht wird. Hierzu wurde das Modellsystem PANTA RHEI um folgende neue Module erweitert:

1. Terrestrischer, biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)
2. Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement
3. Erosion
4. Punktuelle Quellen und Siedlungsabwässer
5. Wasserqualität

Ein besonderer Entwicklungsschwerpunkt wurde dabei auf die Module 1 und 5 gelegt. Neben der Entwicklung und Implementierung der neuen Module stellte die Verknüpfung der neuen Module untereinander sowie die Verknüpfung mit den bestehenden hydrologischen Modulen eine besondere Herausforderung dar.

Das entwickelte ökohydrologische Modellsystem PANTA RHEI WQ umfasst integrierte Wasserqualitätsroutinen, die eine Interaktion zwischen der aquatischen Biomasse (Algen, Periphyton), Sauerstoff, Nährstoffen (N, P), Detritus und Sediment berücksichtigt. Darüber hinaus werden differenzierte Stoffformen, wie z.B.  $NH_4$ ,  $NO_2$  oder  $NO_3$ , betrachtet. Weiterhin ermöglicht das Modellsystem PANTA RHEI WQ einen Rechenzeitschritt unter einem Tag. Daher kann über eine rein frachtbezogene Betrachtung hinausgegangen werden und auch Konzentrationen an den jeweiligen Pegeln untersucht werden.

Im Falle des Teilmodules 1 „terrestrischer biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)“ stellte die Integration der Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor einen Entwicklungsschwerpunkt dar. Die Grundstruktur des CNP-Moduls basiert auf dem von [Kemanian and Stöckle \(2010\)](#) entwickelten Modell C-Farm, welches auch in SWAT implementiert wurde ([Kemanian et al., 2011](#)). Wie in Kapitel 3.1 dargelegt, wird die N-Mineralisierung in diesem Ansatz überschätzt. Daher wurde ein konzeptioneller, biomasse-assoziiertes Nährstoff-Pool eingeführt, um die temporäre Zwischenspeicherung von Stickstoff und Phosphor in der mikrobiellen Biomasse zu simulieren. Basierend auf den Arbeiten von [Porporato et al. \(2003\)](#), [Manzoni and Porporato \(2009\)](#) und [Manzoni et al. \(2010\)](#) folgt die Mineralisierung bzw. Immobilisierung von Nährstoffen einem Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz, der die stöchiometrischen Anforderungen der mikrobiellen Biomasse in Abhängigkeit des C:N und C:P Verhältnisses des Substrates, ins Zentrum der Umsatzprozesse im Boden stellt. Weiterhin wird im Falle von Stickstoff die Mineralisierung und Nitrifikation über die anorganischen Stoffkompartimente  $NH_4$ ,  $NO_2$  und  $NO_3$  betrachtet. Die integrierte Darstellung der biogeochemischen Stoffkreisläufe von C, N und P in PANTA RHEI WQ ist somit im Vergleich zu SWAT und seinen Derivaten sowie zu HSPF, in denen die Prozesse von C, N und P weitestgehend losgelöst voneinander betrachtet werden, prozessorientierter. Die gewählte Modellkomplexität liegt dennoch unter der von spezialisierten biogeochemischen Stoffkreislaufmodellen, wie z.B. DNDC.

In den sommerfeuchten Tropen werden die Umsatzprozesse im Boden sowie die phänologische Entwicklung der Vegetation maßgeblich durch den Umweltfaktor Bodenfeuchte

kontrolliert. Daher wurden verbesserte Funktionen zur Simulation des Einflusses der Bodenfeuchte auf die Umsatzprozesse von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden implementiert (Porporato et al., 2003; Fujita et al., 2013). Die phänologische Entwicklung der Vegetation wird in PANTA RHEI WQ zum einen durch den *GSI* bestimmt, welcher von der Lufttemperatur, der Tageslänge und dem Sättigungsdefizit abhängig ist, und zum anderen durch die Bodenfeuchte, welche im Bereich der sommerfeuchten Tropen den maßgeblichen Trigger für den Start der Vegetationsperiode darstellt.

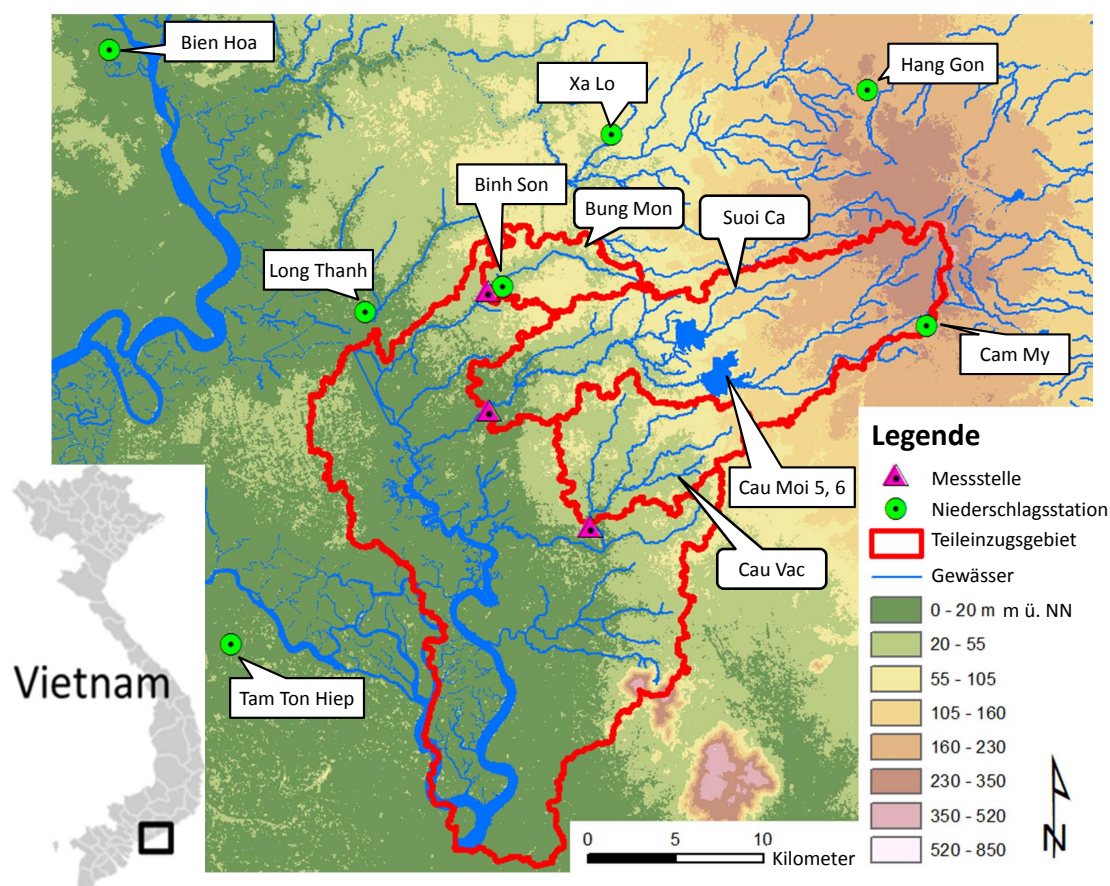
Die Transformationsprozesse des Wasserqualitätsmodules von PANTA RHEI WQ orientieren sich an der Struktur von VUB-QUAL (van Griensven and Bauwens, 2003), welches eine Weiterentwicklung des Wasserqualitätsmodells QUAL2K (Brown and Barnwell, 1987) darstellt. Zentrale Defizite, die im Rahmen der Literaturstudie identifiziert wurden, sind eine nicht geschlossene Massenbilanz, fehlende Sedimentkompartimente und die Vernachlässigung von Periphyton bzw. Makrophyten (siehe Kapitel 3.1). Um den genannten Defiziten entgegenzuwirken, wurde der BOD durch das Kompartiment organischer Kohlenstoff ersetzt. Die tote organische Substanz (Detritus) wird nun durch die drei Kompartimente organischer Kohlenstoff, organischer Stickstoff und organischer Phosphor dargestellt. Die Abbaurate und die Sedimentationsrate für diese drei Kompartimente ist jeweils identisch. Um den sedimentierten Detritus zu erfassen und die Massenbilanz zu schließen, wurden zusätzlich drei Sedimentkompartimente eingeführt, die den im Sediment gespeicherten Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor erfassen. Das Sediment wird dabei nicht als rein anorganisches Kompartiment aufgefasst, sondern umfasst auch in lebender Biomasse, wie Periphyton und Makrophyten, gebundene Stoffe.

Der Transport von Stoffen in Gewässern erfolgt durch die Prozesse Advektion und Dispersion. In komplexen hydrodynamischen Gewässergütemodellen wie CE-QUAL-W2 oder DELFT3D werden die Transportprozesse anhand der Advektions-Dispersions-Gleichung beschrieben (siehe Kapitel 2.3), wohingegen in vereinfachten hydrologischen Wasserqualitätsmodellen wie SWAT (und seiner Derivate SWIM und ESWAT) der Prozess der Dispersion vernachlässigt wird. Das Transportmodell in PANTA RHEI WQ basiert auf einem modifizierten aggregierten Totzonen Modell („Aggregated Dead Zone Model“, ADZ) (Beer and Young, 1983; Wallis, 1994), das um ein Sedimentkompartiment erweitert wurde. Das ADZ-Modell ist ein konzeptionelles Modell, in dem die komplexen physikalischen Transportprozesse der Advektion und Dispersion vereinfacht dargestellt werden (siehe Kapitel 2.3). Das in PANTA RHEI WQ implementierte Wasserqualitätsmodell schließt somit Defizite, die bei den gängigen ökohydrologischen respektive hydrologischen Wasserqualitätsmodellen auftreten (siehe Kapitel 3.1). PANTA RHEI WQ weist dennoch im Vergleich zu anderen Wasserqualitätsmodellen, wie z.B. in HSPF oder CE-QUAL-W2, eine moderate Komplexität auf.

## 5 Untersuchungsgebiet

### 5.1 Lage, Topographie und Klima

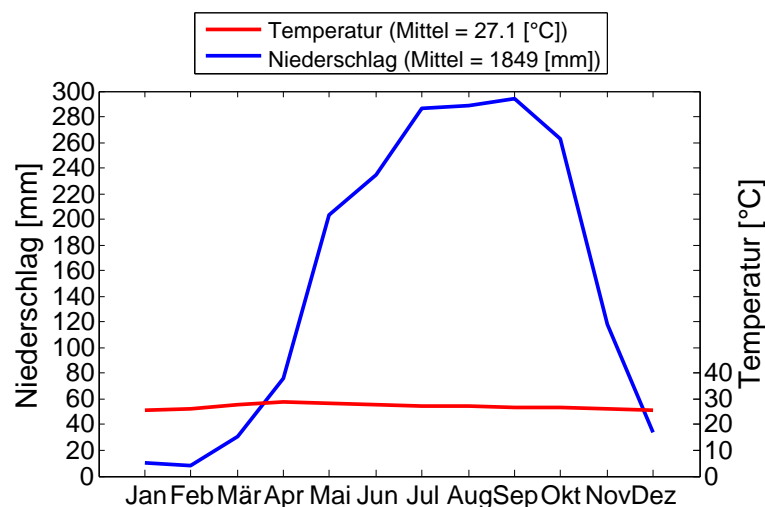
Das Thi Vai Einzugsgebiet hat eine Größe von  $625 \text{ km}^2$  und liegt in den Provinzen Dong Nai, Ba Ria-Vung Tau und Ho-Chi-Minh Stadt in Südvietnam, ca. 1,5 Autostunden südöstlich von Ho-Chi-Minh Stadt. Der Thi Vai Ästuar hat eine Länge von  $32 \text{ km}$  und steht unter dem Einfluss halbtägiger Gezeiten. Die bedeutendsten Zuflüsse sind die Flüsse Bung Mon ( $27,6 \text{ km}^2$ ), Suoi Ca ( $167,7 \text{ km}^2$ ) und Cau Vac ( $59 \text{ km}^2$ ) (Abbildung 5.1). Die Flussebene des Thi Vai ist durch eine flache Topographie geprägt, die von 0 bis etwa 20 m ü. NN reicht. Die Topographie steigt in Richtung Nordosten sanft bis auf Höhen von etwa 300 m ü. NN an.



**Abb. 5.1:** Übersichtskarte der Lage und Topographie des Thi Vai Einzugsgebietes und der untersuchten Teileinzugsgebiete in Südvietnam. Des Weiteren ist das Gewässernetz sowie die Lage der Niederschlagsstationen und Messstellen eingezeichnet.

Das Einzugsgebiet liegt im Bereich der sommerfeuchten Tropen und wird durch ein tropisches Monsunklima beeinflusst. Charakteristischerweise ist im Jahresverlauf eine Regenzeit und eine Trockenzeit zu beobachten (Abbildung 5.2). Die Regenzeit erstreckt sich von Mai bis November und die Trockenzeit von Dezember bis April. An der Klimastation Bien Hoa lag der mittlere Jahresniederschlag für den Zeitraum 1980 bis

2013 bei 1849 mm. Dabei fallen etwa 90% des Niederschlages in ca. 8 Monaten, die die Regenzeit und die Übergangszeiten umfassen. Die feuchtesten Monate sind der August und der September mit mittleren monatlichen Niederschlägen von 289 und 294 mm. Die geringsten Niederschläge fallen in den Monaten Januar und Februar mit mittleren monatlichen Niederschlägen von 11 und 8 mm. Die mittlere Jahrestemperatur ist 27,1°C. Der im Durchschnitt heißeste Monat ist der April am Ende der Trockenzeit mit einer mittleren Temperatur von 28,9°C. Mit dem Beginn der Regenzeit ist ein Rückgang der Temperatur zu beobachten. Der kühlsste Monat ist der Dezember mit einer mittleren Temperatur von 25,6°C.



**Abb. 5.2:** Klimadiagramm der Station Bien Hoa (ca. 25 km nordwestlich vom Thi Vai Einzugsgebiet gelegen). Dargestellt sind die mittleren monatlichen Niederschläge [mm] und die mittleren monatlichen Temperaturen [°C] im Jahresverlauf (Bezugsperiode 1980 bis 2013). Die Achsennotation folgt [Walter and Lieth \(1960-1967\)](#) und ist in einem Verhältnis 1:2 aufgetragen. Bei diesem Verhältnis gelten Zeiten, in denen sich die Niederschlagskurve über der Temperaturkurve liegen, als humid, die übrigen als arid ([Schultz, 2002](#)).

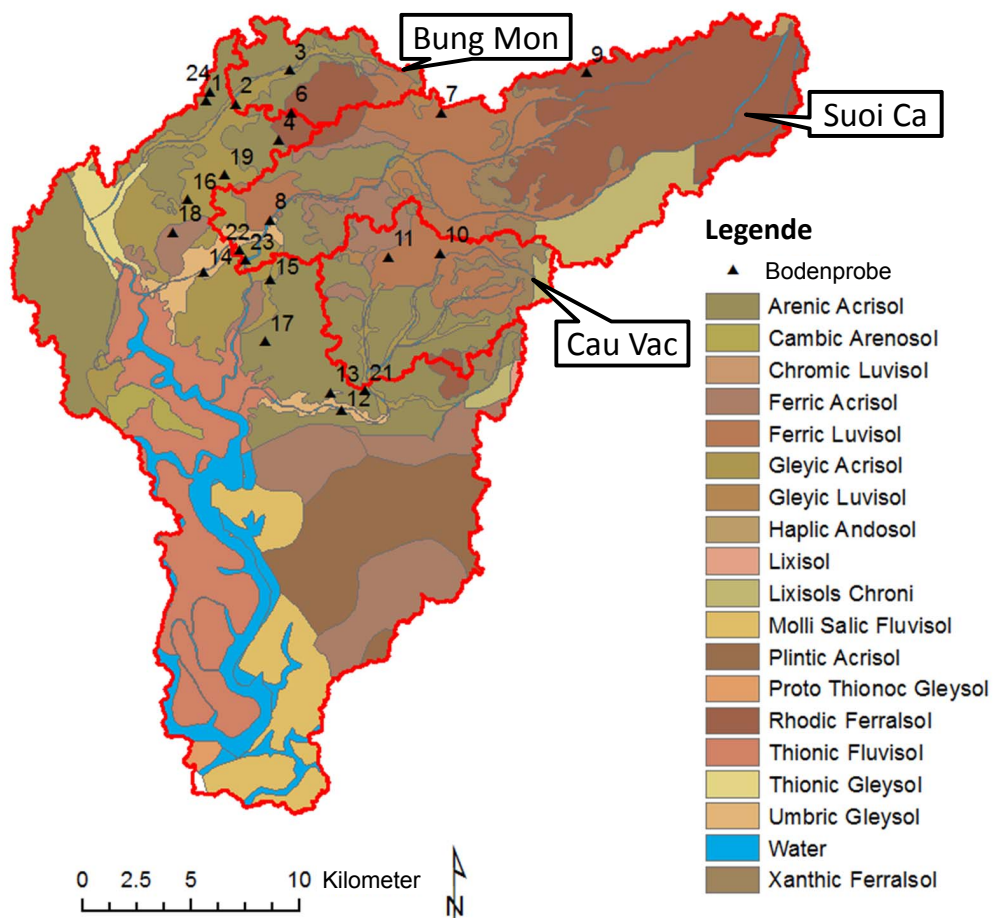
## 5.2 Boden und Landnutzung

Die Verteilung der Bodentypen im Thi Vai Einzugsgebiet ist in Abbildung 5.3 gegeben. Die Bodenübersichtskarte wurde anhand von zwei Karten generiert, die von dem DONRE<sup>6</sup> Dong Nai und dem IER<sup>7</sup> zur Verfügung gestellt wurden. Für die nördlich gelegene Provinz Dong Nai lag eine Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:300.000 vor. Für den restlichen Teil des Einzugsgebietes musste auf eine regionale Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:500.000 zurückgegriffen werden. Da in den verfügbaren Bodenübersichtskarten keine Informationen über die Bodenart und bodenphysikalische Parameter gegeben waren, wurden im Rahmen von Felduntersuchungen Bodenproben genommen (Abbildung 5.3 und Tabelle A.1 im Anhang).

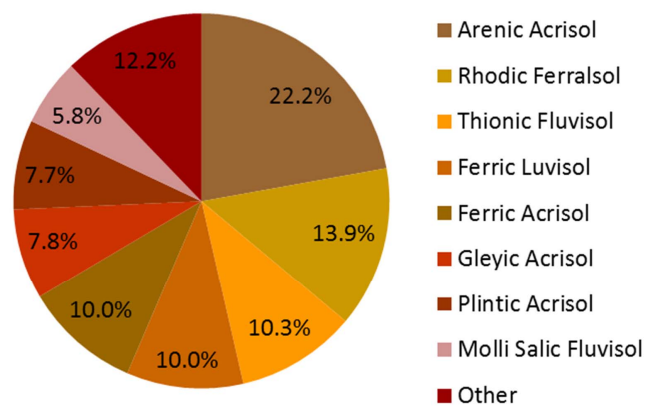
<sup>6</sup>DONRE: Department of Environment and Resources; Lokale Umweltbehörde auf Provinzebene.

<sup>7</sup>IER: Institute of Environment and Resources der Vietnam National University HCMC





**Abb. 5.3:** Bodenübersichtskarte des Thi Vai Einzugsgebietes (aus Karten des DONRE Dong Nai und IER entwickelt). Zusätzlich ist die Lage der während eines Feldeinsatzes aufgenommenen Bodenproben eingezeichnet.



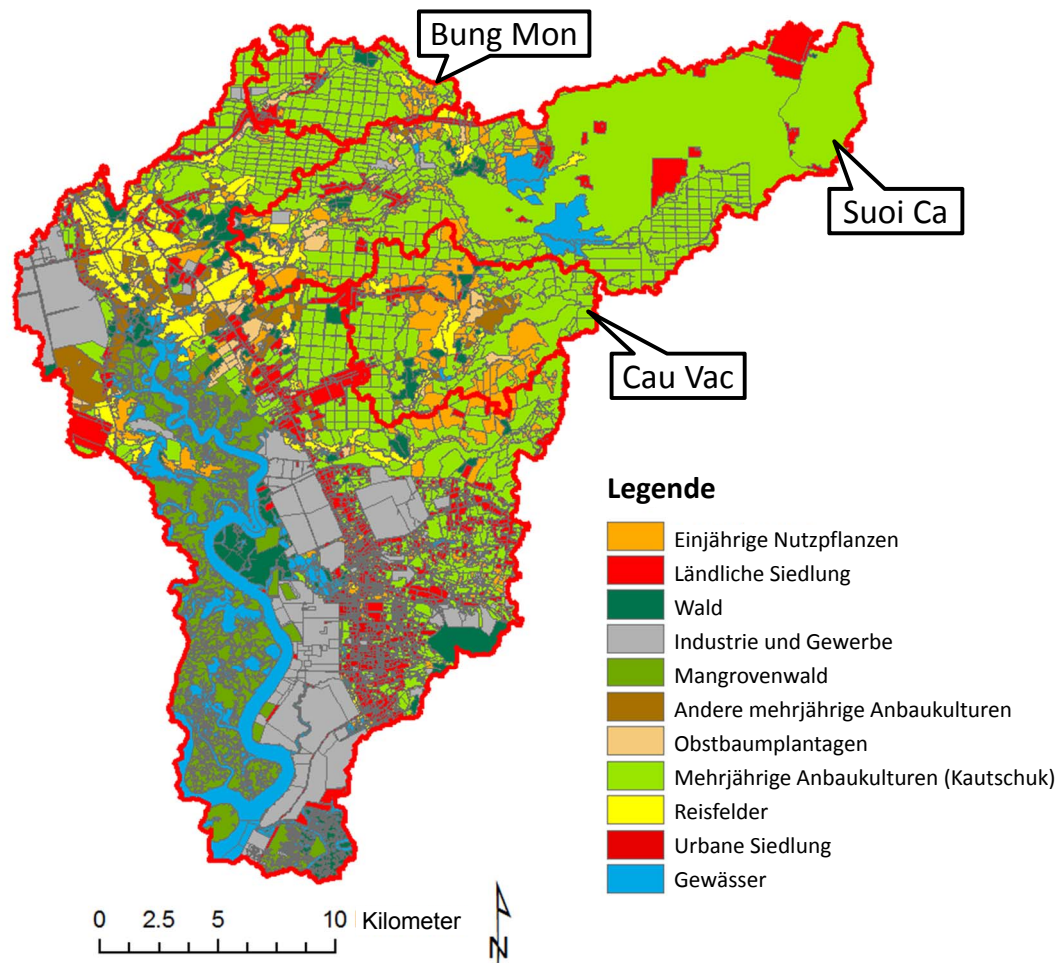
**Abb. 5.4:** Prozentuale Verteilung der Bodentypen im Thi Vai Einzugsgebiet (abgeleitet aus der entwickelten Bodenübersichtskarte, siehe Abbildung 5.3).

Der dominante Bodentyp ist der Acrisol mit einem Anteil von 47% an der Einzugsgebietsfläche, gefolgt von dem Ferralsol mit 17% (Abbildung 5.4 und Abbildung E.1 im Anhang). Acrisole entwickeln sich aus silicatarmem, quarzreichem Ausgangsmaterial und sind durch niedrige pH Werte und Tonverlagerung gekennzeichnet. Die Tonfraktion wird von „low activity clays“ (LAC) wie Kaolinit dominiert (Sumner, 1999; Zech and Hintermaier-Erhard, 2002). Während der Regenzeit kann es zu Staunässe oberhalb des tonreichen Bt Horizontes kommen. Am häufigsten ist der Arenic Acrisol im Einzugsgebiet anzutreffen, der eine feinsandig-lehmige Textur innerhalb der ersten 50 cm aufweist. Im Rahmen der Bodenuntersuchungen konnten z.T. stark erodierte Bodenprofile festgestellt werden, die anstatt der üblichen Horizontabfolge AEBtC ein degradiertes ABtC Profil aufwiesen. Im Bereich der Flussauen und besonders im Mündungsbereich des Suoi Ca in den Thi Vai sind Gleyic Acrisole zu finden. Der Ferralsol ist stärker verwittert als der Acrisol und durch einen hohen Gehalt an Sesquioxiden geprägt. Diese reagieren mit den negativ geladenen LAC, sodass auch bei relativ hohen Tongehalten eine Pseudosandstruktur entsteht (Zech and Hintermaier-Erhard, 2002). Am häufigsten ist im Einzugsgebiet der Rhodic Ferralsol zu finden, der durch eine starke Rotfärbung geprägt ist. Dieser Bodentyp ist überwiegend im Osten des Einzugsgebietes im Teileinzugsgebiet Suoi Ca zu finden. Typischerweise weisen beide Bodentypen eine hohe Phosphorfixierung auf. Das natürliche Ertragspotenzial dieser Böden ist als gering bis mäßig einzustufen, bei entsprechender Düngung können jedoch gute Erträge erzielt werden. Aufgrund der für gewöhnlich hohen Aluminiumgehalte werden bevorzugt aluminiumtolerante Kulturen wie Cassava, Kautschuck oder Ölpalmen angebaut (Reynolds et al., 2001).

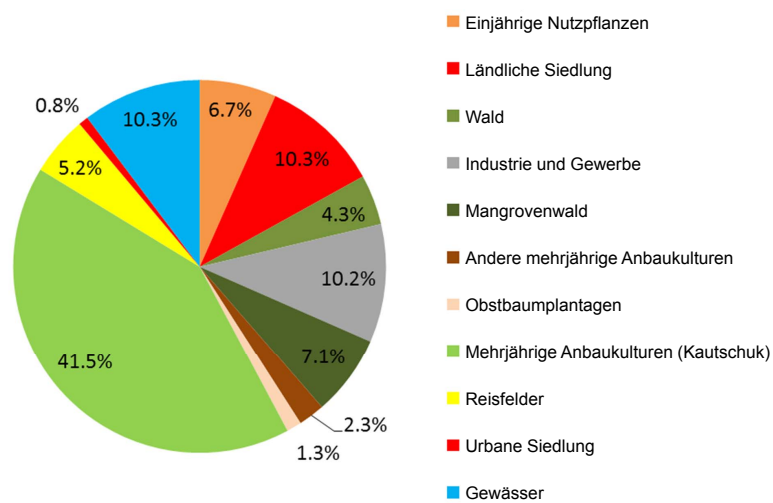
Die räumliche Verteilung der Landnutzung im Thi Vai Einzugsgebiet ist in Abbildung 5.5 dargestellt. Die Landnutzungskarte wurde anhand von verschiedenen Kartenblättern (Maßstab: 1:25.000 und 1:50.000) erstellt, die von den DONREs der Provinzen Dong Nai und Ba Ria-Vung Tau zur Verfügung gestellt wurden. Die Karten wurden in einem Zeitraum von 2010 bis 2012 aufgenommen.

Das Thi Vai Einzugsgebiet weist eine intensive Nutzung auf. Nur 4,3% des Einzugsgebietes werden von Wald bedeckt (Abbildung 5.6 und Abbildung E.2 im Anhang). 7,1% des Einzugsgebietes werden von Mangrovenwald eingenommen. Dieser liegt überwiegend am Westufer des Thi Vai Ästuars und stellt den Übergang zum Can Gio Nationalpark dar, welcher ein UNESCO-Biosphärenreservat ist (Meon et al., 2014). Etwa 10% des Einzugsgebietes werden von ruralen Siedlungsgebieten bedeckt. Diese haben sich überwiegend als langgezogene Ortschaften entlang der nationalen Hauptstraße „Q5“ entwickelt, welche das Einzugsgebiet von Nord nach Süd durchquert. Zwischen der Q5 und dem Ostufer des Thi Vai Ästuars wurden ausgedehnte Industriezonen angelegt, welche ca. 10% der Einzugsgebietsfläche einnehmen. Etwa 5% der Einzugsgebietsfläche werden von Reisfeldern eingenommen. Der größte Teil der Reisfelder ist im nördlichen Bereich der Flussniederung des Thi Vai sowie im Mündungsbereich des Suoi Ca angesiedelt. In diesem Bereich ist der Reisanbau sehr bewässerungsintensiv und es wird überwiegend eine dreifache Reisfruchtfolge betrieben. Der nordöstliche Teil des Einzugsgebietes wird von





**Abb. 5.5:** Landnutzungskarte des Thi Vai Einzugsgebietes (aus Karten des Zeitraumes 2010-2012 des DONRE Dong Nai und IER entwickelt).



**Abb. 5.6:** Prozentuale Verteilung der Landnutzung im Thi Vai Einzugsgebiet (abgeleitet aus der entwickelten Landnutzungskarte, siehe Abbildung 5.5).

ausgedehnten Kautschukplantagen dominiert, welche 41,3% der Einzugsgebietsfläche einnehmen. Etwa 7% der Fläche werden von einjährigen Nutzpflanzen eingenommen. Diese sind überwiegend in der Nähe von Siedlungen und Flussläufen zu finden. Den größten Anteil an einjährigen Nutzpflanzen findet man in dem Teileinzugsgebiet Cau Vac. Der Anbau von einjährigen Nutzpflanzen wird überwiegend von Mais und Cassava bestimmt. Mais wird in dieser Region überwiegend in Form einer Mais-Mais Fruchtfolge während der Regenzeit angebaut (etwa 70%), wesentlich seltener wird die Fruchtfolge Mais-Bohnen angebaut. Etwa 10% der Fläche des Einzugsgebietes wird von Wasserflächen eingenommen. Im nördlichen Bereich des Thi Vai Ästuars sind Aquakulturen zu finden, die überwiegend Shrimp-Farming betreiben. Neben dem Thi Vai Ästuar sind die größten Wasserkörper im Einzugsgebiet die beiden Reservoire Cau Moi 5 und Cau Moi 6 (siehe Abbildung 5.1 und 5.5), welche am Suoi Ca liegen. Die Hauptaufgabe neben der Bereitstellung von Wasser für die Bewässerung von Reis und Maisfeldern während der Trockenzeit ist die Bereitstellung von Frischwasser für die am Thi Vai gelegenen Industriezonen. In Abbildung 5.7 sind Ansichten verschiedener Landnutzungen im Thi Vai Einzugsgebiet zusammengestellt.



**Abb. 5.7:** Ansichten verschiedener Landnutzungen im Thi Vai Einzugsgebiet. Von links oben nach rechts unten: 1. Kautschukplantage, 2. Maisfeld, 3. Cassavafeld, 4. Reisfeld, 5. Straßensiedlung und 6. Mangrovenwald (Fotos: M. Lorenz).

### 5.3 Felduntersuchungen sowie Monitoring der Wassermenge und Wasserqualität

Zu Beginn der Studie lagen nahezu keine Monitoringdaten zur Wasserquantität und -qualität des Thi Vai Einzugsgebietes vor. Daher wurde von dem Autor im Rahmen des

Projektes EWATEC-COAST ein Monitoringprogramm der Wasserquantität und -qualität initialisiert (Lorenz et al., 2014). In Zusammenarbeit mit dem Southern Hydrological Center der Provinz HCMC und dem IER wurden Messstationen an den drei bedeutendsten Zuflüssen des Thi Vai Ästuars und am Ästuar selbst errichtet. In dieser Arbeit wird primär auf die Ergebnisse des Monitorings der Zuflüsse eingegangen. Erste Ergebnisse des Monitorings am Thi Vai Ästuar wurden in Prilop et al. (2014b) präsentiert. Die Lage der Monitoringstationen ist in Abbildung 5.1 zu sehen, eine Ansicht in Abbildung 5.8.



**Abb. 5.8:** Ansichten der Monitoringstationen an den bedeutendsten Zuflüssen des Thi Vai Ästuars. Von links nach rechts: 1. Bung Mon, 2. Suoi Ca, 3. Cau Vac (Fotos: M. Lorenz).

Die Position der Monitoringstationen wurde nach zwei Hauptkriterien bestimmt.

1. Die Station darf nicht durch die Tide oder andere störende Rückstaueffekte beeinflusst werden, damit eine eindeutige Abflusskurve aufgestellt werden kann.
2. Die Station muss relativ einfach zu erreichen sein, da der Großteil des Einzugsgebietes über eine schwach entwickelte Infrastruktur verfügt.

Die Stationen wurden mit Drucksonden ausgestattet, die den Wasserstand in einem Intervall von 10 min automatisch aufzeichnen. Die Datenaufzeichnung wurde im März 2013 gestartet und bis Juni/September 2014 fortgesetzt. Mit dem Ziel, Abflusskurven zu erstellen, wurden in Zusammenarbeit mit dem Center for Meteorology and Hydrology der Provinz Dong Nai im Laufe des Jahres 2013 Fließgeschwindigkeits- bzw. Abflussmessungen an den Stationen durchgeführt. An jeder der Stationen wurden über die Trocken- und die Regenzeit verteilt jeweils 20 bis 30 Messungen pro Station durchgeführt.

Parallel wurde das Wasserqualitätsmonitoring im März 2013 initialisiert und im Januar 2014 beendet. Schöpfproben zur Analyse der Wasserqualität wurden einmal die Woche genommen. Im Labor wurden die Wasserqualitätsparameter Ammonium ( $NH_4$ ), Nitrit ( $NO_2$ ), Nitrat ( $NO_3$ ), Gesamtstickstoff (TN), gelöstes Phosphat ( $PO_4$ ), Gesamtposphor (TP) und Eisen photometrisch bestimmt (NOVA60, Merck). Der Parameter „gesamte



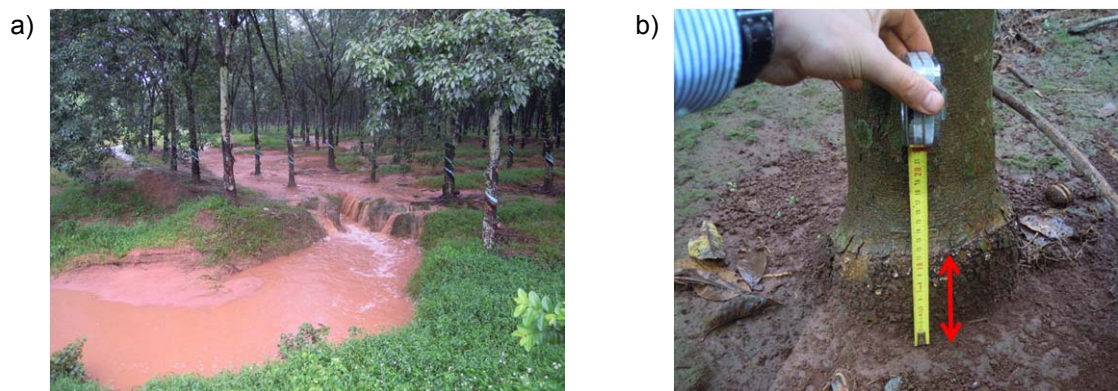
suspendierte Feststoffe“ (TSS) wurde gravimetrisch bestimmt. Die Analyse der Wasserproben erfolgte innerhalb von 24 Stunden nach Probenahme. Des Weiteren wurden die physikalischen Wasserqualitätsparameter Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung mittels einer Multiparametersonde (V2 6600, YSI) gemessen. Aus verschiedenen Gründen konnte das wöchentliche Probeintervall zum Teil nur unregelmäßig eingehalten werden. Neben lokalen personellen Engpässen vor Ort kam es immer wieder zu Geräteausfällen. Ein großes Problem für die Labor- und Feldgeräte stellte eine Korrosion von empfindlichen Elektrobauteilen dar. Diese hat wiederholt zum Ausfall der Geräte geführt. Als Ursache konnten periodisch auftretende Säuredämpfe identifiziert werden, die von einer Industrieanlage in unmittelbarer Nähe des ursprünglichen Laborstandortes stammten. Im Laufe des Monitorings musste daher der Laborstandort gewechselt werden.

Zusätzlich wurden Felduntersuchungen durchgeführt, um die Informationen vorhandener Boden- und Landnutzungskarten zu verbessern (Tabelle A.1 im Anhang). Im Rahmen der Felduntersuchungen wurden Befragungen zu gängigen Anbaupraxisen, insbesondere von Reis und Kautschuk, im Einzugsgebiet durchgeführt. Im Teileinzugsgebiet Bung Mon wurden Laubfallen aufgestellt, um den Streufall der ausgedehnten Kautschuckplantagen besser quantifizieren zu können. Diese wurden jedoch, trotz Einwilligung der Plantagenbesitzer, nach kurzer Zeit zerstört.

An verschiedenen Standorten im Teileinzugsgebiet Bung Mon wurden innerhalb mehrerer großer Kautschuckplantagen insgesamt 9 Parzellen, bestehend aus jeweils 50 bis 150 Bäumen, untersucht mit dem Ziel, die Altersstruktur der Plantagen zu bestimmen. Das Alter der Bäume wurde anhand des Stammumfangs in Brusthöhe mittels einer empirischen Beziehung nach [Petsri et al. \(2013\)](#) bestimmt. Das mittlere Alter der untersuchten Plantagen liegt in einem Bereich von 8 bis 23 Jahren, im Mittel bei 14 Jahren (Abbildung A.1 im Anhang). Während der Felduntersuchungen konnte im Verlauf von Regenereignissen eine starke Bildung von Oberflächenabfluss, verbunden mit starkem Bodenabtrag, beobachtet werden (Abbildung 5.9 a).

Um eine grobe Abschätzung der Bodenerosion auf den untersuchten Kautschuckparzellen zu erhalten, wurde die Erosionstiefe anhand der Exposition des Stammfußes der Kautschuckbäume bestimmt (Abbildung 5.9 b). Diese Methode ist mit großen Unsicherheiten verbunden und führt oft zu einer Überschätzung der Erosionstiefe, da z.B. nicht bekannt ist, inwiefern eine Hebung der Stammwurzel während des Baumwachstums stattfindet ([Stocking and Murnaghan, 2001](#)). Es wurden Erosionstiefen von 0 bis 40 cm aufgezeichnet. Die mittleren Erosionstiefen auf den untersuchten Parzellen liegen in einem Bereich von 8 bis 17 cm, mit einer mittleren Erosionstiefe von 12 cm über alle Parzellen (Abbildung A.1 im Anhang). Unter der Annahme einer mittleren Lagerungsdichte von  $1,35 \text{ g cm}^{-3}$  ergibt sich daraus ein mittlerer Bodenabtrag von ca.  $109 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw. eine Erosionsrate von  $0,9 \text{ cm a}^{-1}$ . In der Literatur lässt sich ein breites Spektrum an Bodenabtragsraten in Bezug auf Kautschuckplantagen finden. [Nguyen et al. \(2008\)](#) gibt für verschiedene Landnutzungen in Vietnam Bodenabträge von 5 bis  $300 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

an, wobei der mittlere Bodenabtrag bei  $36 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt und für Plantagen-Wälder ein Bodenabtrag von  $11,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  angegeben wird. Gharibreza and Ashraf (2014) berichtet für Kautschuckplantagen in Malaysia einen Bodenabtrag von 70 bis  $122 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  mit einer Erosionsrate von  $1,1 \text{ cm a}^{-1}$ . Des Weiteren konnte dokumentiert werden, dass von den Plantagenbetreibern üblicherweise darauf verzichtet wird, bodendeckende Vegetation zwischen den Kautschuckbäumen der Plantagen anzupflanzen. Lediglich im Nordosten des Einzugsgebietes, im Teileinzugsgebiet Suoi Ca, wurde eine geschlossene Vegetationsdecke aus Gräsern bei Kautschuckplantagen dokumentiert, die an steileren Hängen gelegen waren (Abbildung A.2 im Anhang).

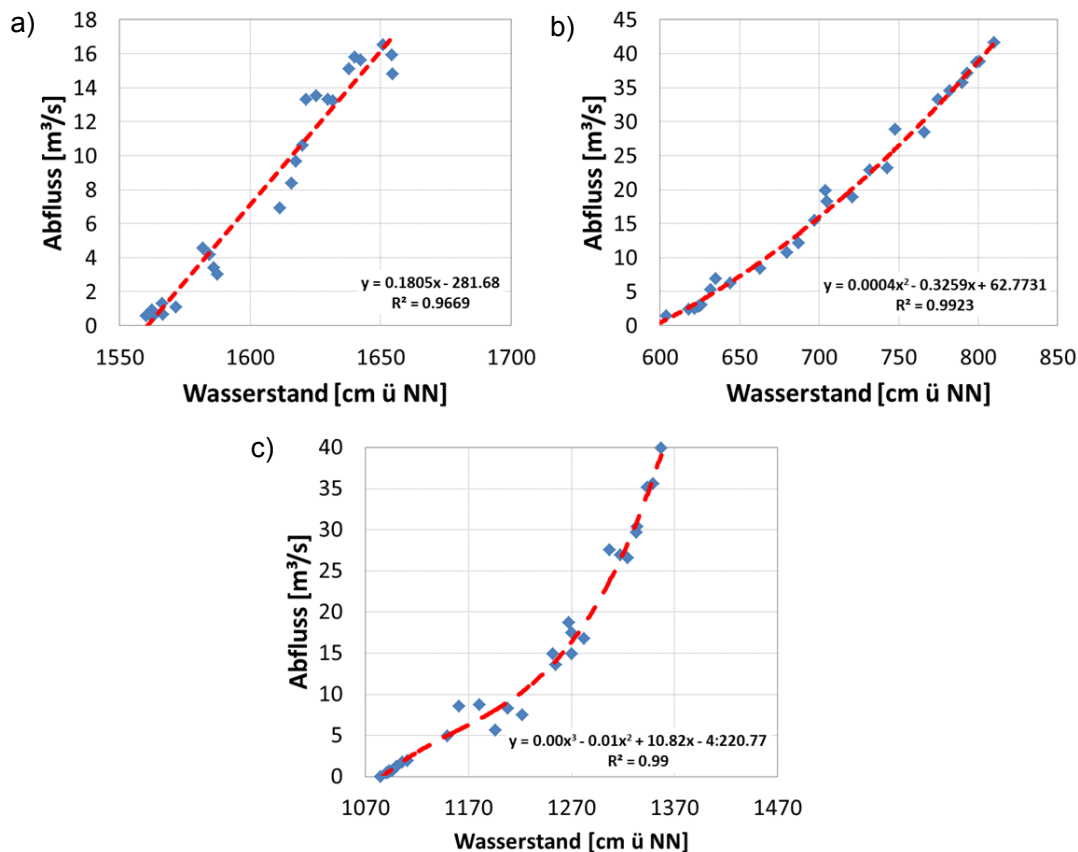


**Abb. 5.9:** Bilddokumentation von Bodenerosion im Teileinzugsgebiet Bung Mon. a) Ausbildung von Oberflächenabfluss begleitet von starkem Bodenabtrag und b) Bestimmung der Erosionstiefe anhand der Stammexposition von Kautschuckbäumen (Fotos: M. Lorenz).

### 5.3.1 Ergebnisse und Bewertung des Monitorings der Wassermenge

In Abbildung 5.10 sind die anhand der im Jahr 2013 durchgeführten Abflussmessungen erstellten Abflusskurven der Pegel Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac dargestellt. Die Lage der Pegel ist in Abbildung 5.1 zu sehen. Alle drei Abflusskurven weisen mit einem Bestimmtheitsmaß größer als 0,95 eine starke Korrelation zwischen Wasserstand und Abfluss auf.

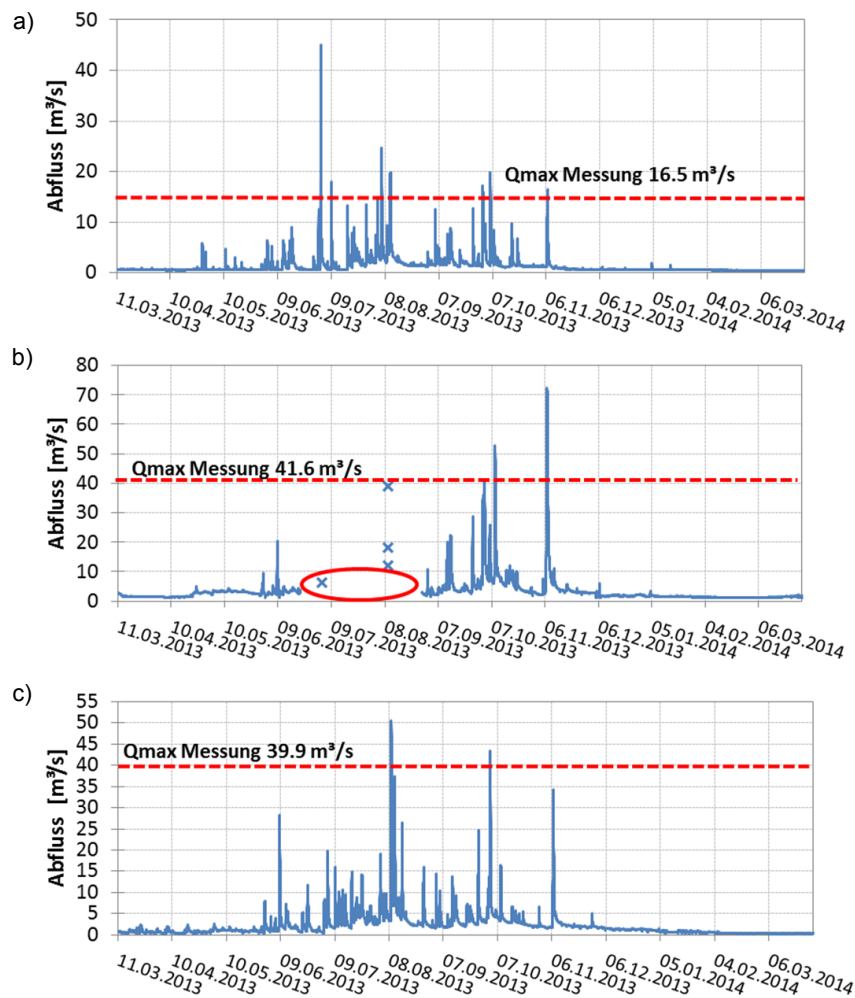
In Abbildung 5.11 sind die mittels der Abflusskurven und Wasserstandsganglinien erzeugten Abflussganglinien des mittleren stündlichen Abflusses der Pegel Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac dargestellt. Für den Pegel Suoi Ca ist eine Datenlücke vom 22.06. bis zum 30.08.2013 zu erkennen. Diese Datenlücke ist dadurch entstanden, dass das Messgerät gestohlen wurde. Für diesen Zeitraum liegen somit nur einzelne Abflussmessungen vor, die im Rahmen der Erstellung der Abflusskurve aufgenommen wurden. Des Weiteren ist in Abbildung 5.11 für jeden der Pegel der maximale Abfluss der jeweiligen Abflusskurve eingezeichnet. Es ist zu erkennen, dass das erfasste Abflussspektrum für alle drei Pegel durch die Abflusskurven gut abgedeckt wird. Lediglich die Abflussereignisse am 03.07.2013 am Pegel Bung Mon mit  $45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  und das Abflussereignis am



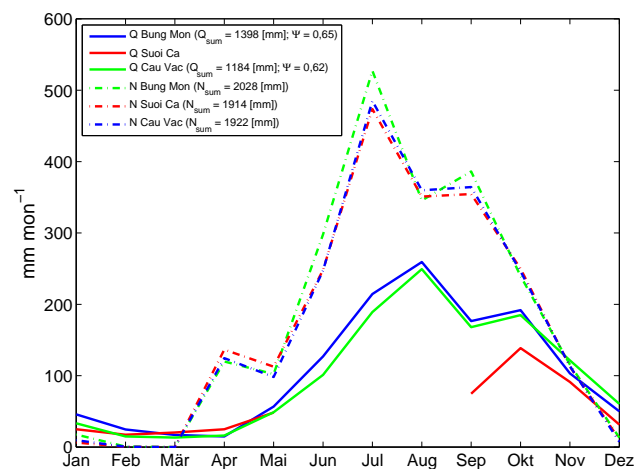
**Abb. 5.10:** Abflusskurven der Pegel a) Bung Mon, b) Suoi Ca und c) Cau Vac.

07.11.2013 am Pegel Suoi Ca mit  $72 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  überschreiten den Gültigkeitsbereich der jeweiligen Abflusskurve deutlich (siehe Abbildung 5.11 a und b).

In Abbildung 5.12 sind die Ganglinien des mittleren monatlichen Abflusses sowie des Gebietsniederschlags [mm] an den Pegeln Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac für das hydrologische Jahr 01.05.2013 bis 30.04.2014 dargestellt. Das hydrologische Jahr in Vietnam beginnt mit Einsetzen der Regenzeit am 01.05 und endet am Ende der Trockenzeit am 30.04 des Folgejahres. Aufgrund der Datenlücke in den Abflussdaten des Pegels Suoi Ca konnte die Abflussganglinie nur unvollständig dargestellt werden. Die Abflusssumme am Pegel Bung Mon ist für das betrachtete Jahr 1398 mm und für Cau Vac 1184 mm. Für jedes der Teileinzugsgebiete wurde mittels der vorhandenen Niederschlagsdaten der Gebietsniederschlag ermittelt (Abbildung 5.1), welcher für das Teileinzugsgebiet Bung Mon mit 2028 mm etwas höher liegt als für die Teileinzugsgebiete Suoi Ca mit 1914 mm und Cau Vac mit 1922 mm. Der Abflussbeiwert ist über das gesamte hydrologische Jahr gesehen für beide Teileinzugsgebiete im Mittel 64%. Setzt man eine vereinfachte Wasserhaushaltsgleichung an und vernachlässigt den Boden als Zwischenspeicher, ergibt sich für das betrachtete hydrologische Jahr eine reale Verdunstung von etwa 684 mm.



**Abb. 5.11:** Ganglinien des mittleren stündlichen Abflusses an den Pegeln a) Bung Mon, b) Suoi Ca (roter Kreis: Messgerät gestohlen: 22.06. - 30.08.2013; blaue Kreuze: Einzelmessungen des Abflusses) und c) Cau Vac. Die gestrichelte rote Linie markiert den maximalen Abfluss der jeweiligen Abflusskurve.



**Abb. 5.12:** Ganglinien des mittleren monatlichen Abflusses  $Q$  sowie des Gebietsniederschlages  $N$  [mm] an den Pegeln Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac für das hydrologische Jahr 01.05.2013 bis 30.04.2014. Des Weiteren dargestellt ist die Abflusssumme  $Q_{sum}$  und die Niederschlagssumme  $N_{sum}$  sowie der Abflussbeiwert  $\Psi$  über das hydrologische Jahr.

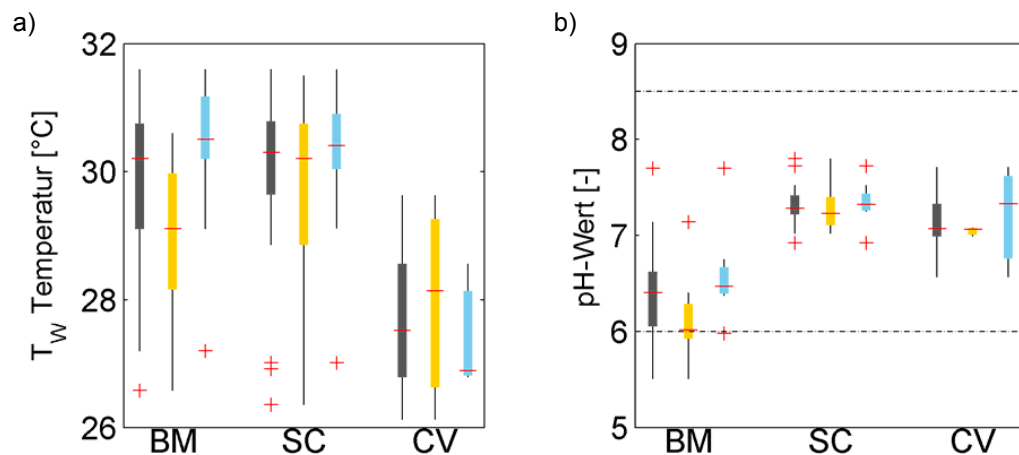


### 5.3.2 Ergebnisse und Bewertung des Monitorings der Wasserqualität

In diesem Kapitel werden die Hauptdefizite der Wasserqualität an den betrachteten Messstellen Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac herausgearbeitet. An dieser Stelle soll nicht auf alle Parameter, die im Rahmen des Wasserqualitätsmonitorings untersucht wurden, im Detail eingegangen werden. Im Fokus liegen die Wasserqualitätsparameter für die Grenzwerte nach dem vietnamesischen Wasserqualitätsstandard QCVN 08:2008/BTNMT A2 vorliegen (QCVN 09:2008/BTNMT, 2008). Eine Bewertung der übrigen Wasserqualitätsparameter, ist in der von dem Autor betreuten Bachelorarbeit von Blass (2014) zu finden. Für eine erste Auswertung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuares sei auf Priolop et al. (2014b) verwiesen. Die Wasserqualität an den Messstellen Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac wird anhand der im Rahmen des Wasserqualitätsmonitorings gewonnenen Daten bewertet. Der Betrachtungszeitraum umfasst Daten aus dem eigenen Monitoring (19.03.2013 bis 15.01.2014) sowie vereinzelte Messungen der lokalen Umweltbehörde DONRE (26.04.2013 bis 18.08.2014), die an den Messstellen Bung Mon und Cau Vac aufgenommen wurden. Für eine saisonale Betrachtung wird die Regenzeit auf die Monate Mai bis November und die Trockenzeit auf die Monate Dezember bis April definiert. Die Lage der Messstationen ist Abbildung 5.1 zu entnehmen.

Neben der Darstellung als Boxplot werden die Daten zusätzlich nach dem „Duration Curve Concept“ visualisiert (siehe Abbildung F.1 im Anhang). Das „Duration Curve Concept“ ermöglicht es, die Wasserqualität eines Gewässers zu unterschiedlichen Abflusszuständen zu charakterisieren (US EPA, 2007). Bei dieser Methode erfolgt ein visueller Vergleich zwischen Abfluss, Frachten bzw. Konzentrationen und der Belastbarkeit des Gewässers. Die Verwendung des „Duration Curve Concept“ erlaubt es, die Häufigkeit und die Höhe der Verletzung von Wasserqualitätsstandards, die erlaubte Grenz-Fracht bzw. Konzentration und das Ausmaß einer eventuellen Belastungsreduktion in einem Diagramm darzustellen. Im ersten Schritt wird die Abflussdauerlinie erstellt. Diese kann nun mit Frachten oder Konzentrationen kombiniert dargestellt werden. Ein Konzentrationsgrenzwert kann direkt im Diagramm dargestellt werden. Durch Multiplikation des Konzentrationsgrenzwertes mit der Abflussdauerlinie entsteht die Frachtgrenzlinie. Abschließend werden die beobachteten und simulierten Frachten oder Konzentrationen an der X-Koordinate der Überschreitungszeit des jeweiligen Abflusses eingetragen. Üblicherweise wird die Dauerlinie in fünf Zonen unterteilt, welche „sehr hohen“ (0-10%), „erhöhten“ (10-40%), „mittleren“ (40-60%), „geringen“ (60-90%) und „sehr geringen“ (90-100%) Abflüssen entsprechen. In diesem Fall entspricht der Mittelpunkt der erhöhten, mittleren und geringen Abflüsse dem 25ten, 50ten und 75ten Perzentil, während die sehr hohen und sehr niedrigen Abflüsse um das 5te und 95te Perzentil zentriert sind (US EPA, 2007).

Die Wassertemperatur weist an allen drei Messstellen nur geringe Schwankungen auf (Abbildung 5.13 a). Die Messwerte der Wassertemperatur liegen zwischen 26 und 32°C und der Median an den Stationen Bung Mon und Suoi Ca bei 30°C, während der Median



**Abb. 5.13:** Boxplots der gemessenen a) Wassertemperaturen  $T_W$  ( $n = 24; 23; 6$ ) und b) des pH-Wertes ( $n = 24; 23; 6$ ) an den Monitoringstationen Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV). „n“ ist die Anzahl der Messwerte an den Pegeln BM, SC, CV. Die jeweiligen Boxplots umfassen die Zeiträume: grau = Gesamtzeitraum (19.03.2013 bis 15.01.2014), gelb = Trockenzeit (die Monate: Dezember bis April), blau: Regenzeit (die Monate: Mai bis November). Die gestrichelte Linie zeigt den Grenzwert des Vietnamesischen Wasserqualitätsstandards QCVN 08:2008/BTNMT A2 (pH: obere Grenze = 8,5; untere Grenze = 6).

an der Station Cau Vac mit  $27,5^{\circ}\text{C}$  etwas niedriger liegt. Da an der Messtelle Cau Vac jedoch nur 6 Messwerte der Wassertemperatur vorliegen, kann keine Aussage über die Ursache getroffen werden. Der pH-Wert liegt an den Stationen Suoi Ca und Cau Vac in einem relativ engen Bereich von 6,5 bis 7,8 und der Median liegt bei einem pH-Wert von 7 (Abbildung 5.13 b). Der pH-Wert an der Messtelle Bung Mon ist niedriger und weist eine größere Schwankungsbreite auf. Der Median ist 6,4 und der minimale Messwert ist 5,51. Der Median des pH-Wertes an der Messstelle Bung Mon ist in der Trockenzeit deutlich niedriger als in der Regenzeit und liegt mit einem Wert von 6,55 nur knapp über dem Grenzwert des Vietnamesischen Wasserqualitätsstandards von 6,5.

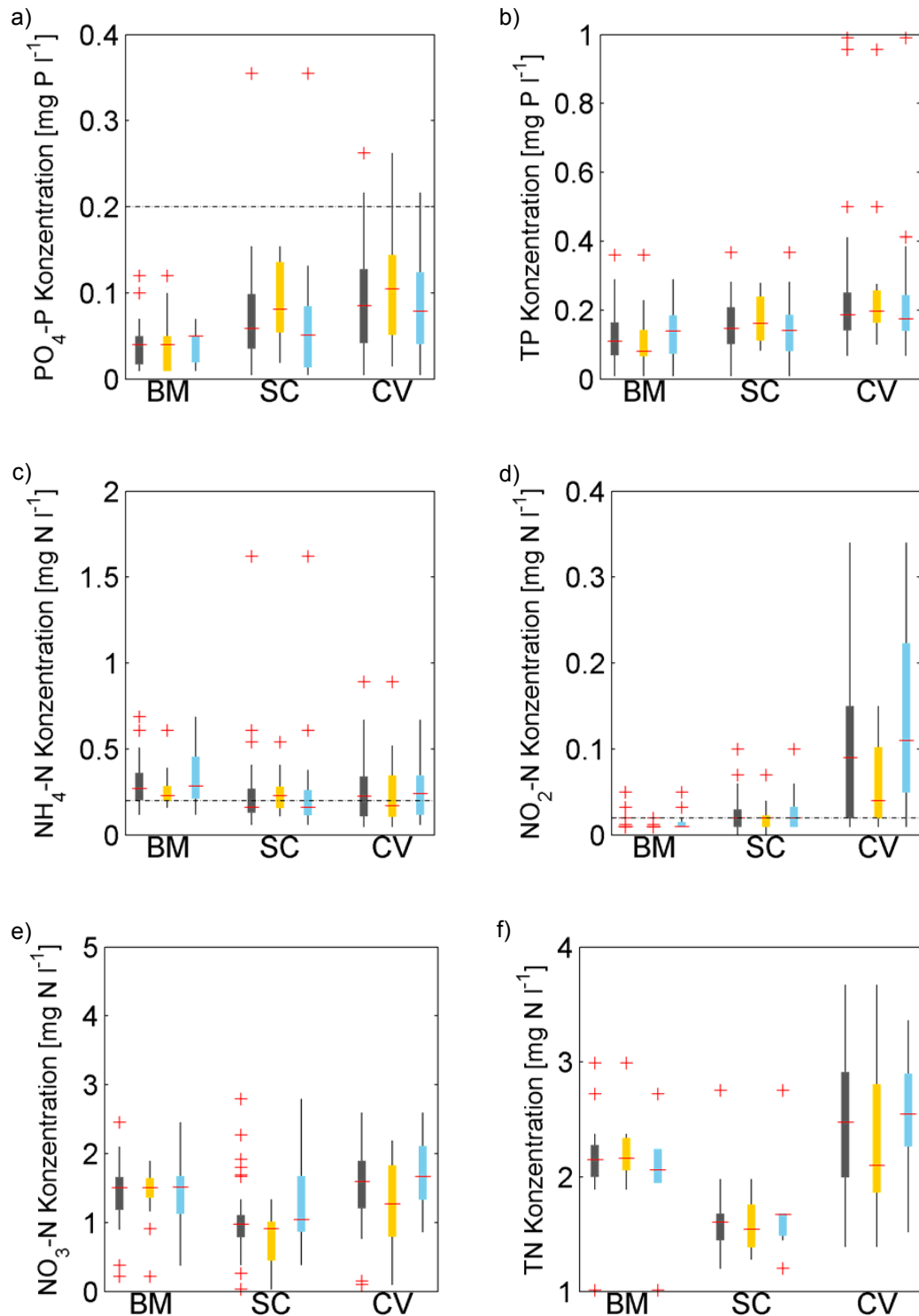
Abgesehen von vereinzelten Messungen sind alle gemessenen Phosphatkonzentrationen an allen drei Stationen unter der Grenzwertkonzentration von  $0,2 \text{ mg } \text{PO}_4 - \text{P } \text{l}^{-1}$  (Abbildung 5.14 a). Im Falle von Ammonium wird die Grenzwertkonzentration von  $0,2 \text{ mg } \text{NH}_4 - \text{N } \text{l}^{-1}$  an Bung Mon von 75%, an Suoi Ca von 38% und an Cau Vac von 53% der Messwerte überschritten (Abbildung 5.14 c). Der Median ist an der Station Bung Mon mit 0,27 am höchsten. An den Stationen Bung Mon und Cau Vac sind die Ammoniumkonzentrationen während der Regenzeit größer als während der Trockenzeit. Auch Nitrit zeigt erhöhte Konzentrationen im Vergleich zu der Grenzwertkonzentration von  $0,02 \text{ mg } \text{NO}_2 - \text{N } \text{l}^{-1}$  auf (Abbildung 5.14 d). An der Station Bung Mon sind 6%, an Suoi Ca sind 33% und an Cau Vac sind 74% der Nitrit-Messungen höher als die Grenzwertkonzentration. Besonders auffällig sind die gegenüber den anderen Messstellen erhöhten Nitritkonzentrationen an der Messstelle Cau Vac mit einem Median von  $0,09 \text{ mg } \text{NO}_2 - \text{N } \text{l}^{-1}$  und einem maximalen Messwert von  $0,34 \text{ mg } \text{NO}_2 - \text{N } \text{l}^{-1}$ . Im Falle von Nitrat liegen alle Messwerte an allen drei Pegeln unterhalb der Grenzwertkonzentration von  $5 \text{ mg } \text{NO}_3 - \text{N } \text{l}^{-1}$  (Abbildung 5.14 e). Auch im Falle von Nitrit und

Nitrat sind höhere Konzentrationen während der Regenzeit als während der Trockenzeit festzustellen.

In den Abbildungen 5.16, 5.17 und 5.18 erfolgt die Darstellung der Wasserqualitätsdaten an den Messstellen Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac für die Parameter  $TSS$ ,  $PO_4$ ,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$  und  $DO$  nach dem „Duration Curve Concept“. Die Darstellung der Daten nach dem „Duration Curve Concept“ gibt einen Hinweis darauf, ob die untersuchten Gewässer, in Bezug auf den betrachteten Parameter, durch punktuelle Quellen oder durch diffuse Quellen belastet werden. Dabei wird die grundlegende Annahme getroffen, dass eine konstant einleitende punktuelle Belastung mit zunehmenden Abfluss verdünnt wird und dass die Konzentration von diffus eingetragenen Stoffen mit zunehmenden Abfluss zunimmt (US EPA, 2007). Somit sind Überschreitungen der Grenzkonzentration in der Abflusszone „sehr hoch“ und „erhöht“ auf diffuse Belastungen zurückzuführen und Überschreitungen in der Abflusszone „gering“ und „sehr gering“ auf punktuelle Belastungen.

An allen drei Messstellen ist im Falle von  $PO_4$  kein eindeutiger Trend in Bezug auf eine diffuse oder punktuelle Belastung zu erkennen. Ein erhöhter  $PO_4$ -Austrag in Folge von Erosion bei „sehr hohen“ Abflüssen kann nicht belegt werden, da für diesen Bereich kaum Messwerte vorliegen. In Bezug auf  $NH_4$  ist an den Messstellen Bung Mon und Suoi Ca eine erhöhte Belastung über alle Abflusszonen festzustellen. In den Abflusszonen „gering“ und „sehr gering“ sind überwiegend Messwerte lokalisiert, die während der Trockenzeit aufgenommen wurden. Somit wird  $NH_4$  während der Trockenzeit von punktuellen Quellen bestimmt. Im Bereich der „erhöhten“ Abflüsse dominieren Messwerte, die während der Regenzeit aufgenommen wurden. Im Bereich der „sehr hohen“ Abflüsse sind leider kaum Messwerte vorhanden. Dennoch kann vermutet werden, dass während dieser Zeit eine zusätzliche Belastung mit  $NH_4$  aus diffusen Quellen erfolgt. Es liegt die Vermutung nahe, dass diese mit dem zunehmenden Eintrag von gelöstem und partikulär gebundenen  $NH_4$ , infolge von erhöhtem Oberflächenabfluss und Erosion, verbunden ist. An der Messstelle Cau Vac ist eine Belastung mit  $NH_4$  nur im Bereich der „erhöhten“ und „mittleren“ Abflüsse zu erkennen. An Cau Vac ist eine punktuelle Belastung mit  $NH_4$  scheinbar weniger von Bedeutung. Erhöhte  $NO_2$  Konzentrationen sind an allen drei Messstellen überwiegend mit der Regenzeit im Bereich „erhöhter“ und „mittlerer“ Abflüsse verbunden. Dies lässt auf eine dominant diffuse Belastung schließen. Im Falle von  $NO_3$ , welches ebenso wie Nitrit leicht löslich ist und somit den selben Transportprozessen unterliegt, ist dieser Trend nicht so stark ausgeprägt. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass  $NO_3$  während der Regenzeit, die mit der Hauptvegetationsperiode zusammenfällt, verstärkt von den Pflanzen aufgenommen wird und somit nicht transportiert werden kann.

Der Vergleich der  $TSS$  Messwerte mit der Grenzwertkonzentration von  $30 \text{ mg l}^{-1}$  zeigt, dass 63% der  $TSS$  Messwerte an der Station Bung Mon, 60% der Messwerte an der Station Suoi Ca und 53% der Messwerte an der Station Cau Vac höher sind als die Grenzwertkonzentration (Abbildung 5.15 a). In der Trockenzeit weisen die  $TSS$



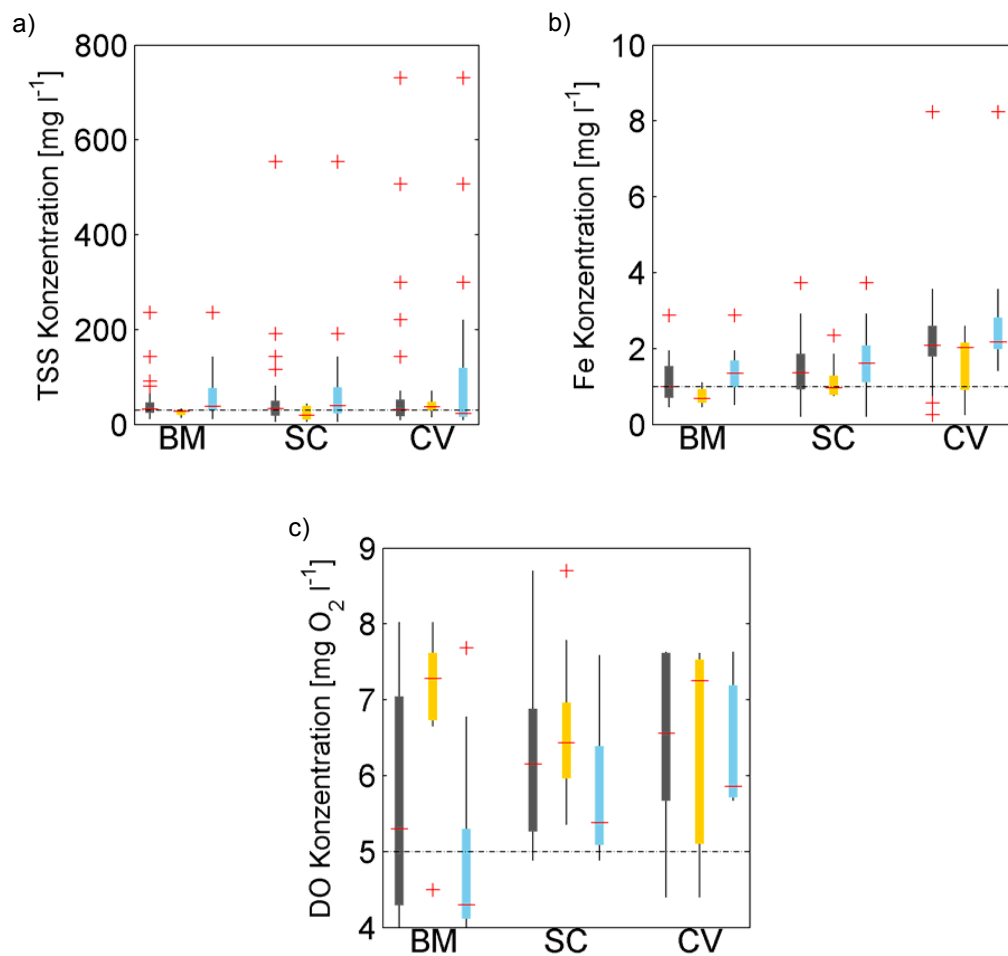
**Abb. 5.14:** Boxplots der Ergebnisse des Wasserqualitätsmonitorings an den Monitoringstationen Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV) für die Parameter a) Phosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ;  $n = 33; 34; 34$ ), b) Gesamtphosphor (TP;  $n = 33; 34; 34$ ), c) Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ;  $n = 32; 34; 34$ ), d) Nitrit ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ;  $n = 33; 34; 34$ ), e) Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ;  $n = 33; 34; 34$ ) und f) Gesamtstickstoff (TN;  $n = 13; 14; 14$ ). „n“ ist die Anzahl der Messwerte an den Pegeln BM, SC, CV. Die jeweiligen Boxplots umfassen die Zeiträume: grau = Gesamtzeitraum (19.03.2013 bis 15.01.2014), gelb = Trockenzeit (die Monate: Dezember bis April), blau = Regenzeit (die Monate: Mai bis November). Die gestrichelte Linie zeigt den Grenzwert des Vietnamesischen Wasserqualitätsstandards QCVN 08:2008/BTNMT A2 (in  $\text{mg l}^{-1}$ :  $\text{PO}_4\text{-P} = 0,2$ ;  $\text{NH}_4\text{-N} = 0,2$ ;  $\text{NO}_2\text{-N} = 0,02$ ;  $\text{NO}_3\text{-N} = 5$ ).

Konzentrationen eine geringe Varianz auf und liegen überwiegend unterhalb der Grenzwertkonzentration. In der Regenzeit hingegen liegt der Großteil der Messwerte über dem Grenzwert und die Messwerte weisen eine starke Varianz und mehrere Ausreißer auf. Der maximale Messwert von  $1875 \text{ mg l}^{-1}$  wurde an der Station Bung Mon erfasst. Anhand der Abbildungen 5.16, 5.17 und 5.18 ist für alle Messstellen eine eindeutige Dominanz einer diffus bedingten TSS-Belastung während der Regenzeit festzustellen. Während der Felduntersuchungen wurden im Einzugsgebiet an verschiedenen Orten Anzeichen für eine starke Bodenerosion dokumentiert (siehe Kapitel 5.2 und 5.3). Besonders auf Kautschukplantagen konnten starke Anzeichen von Bodenerosion festgestellt werden, da für gewöhnlich unter dem vergleichsweise lichten Kronendach kaum bodendeckende Vegetation vorhanden ist.

Für Fe zeigt der Vergleich der Messungen mit der Grenzwertkonzentration von  $1 \text{ mg l}^{-1}$ , dass 51% der Messungen an der Station Bung Mon, 68% der Messungen an der Station Suoi Ca und 88% der Messungen an der Station Cau Vac größer sind als die Grenzwertkonzentration (Abbildung 5.15 b). Abbildung 5.15 b zeigt weiterhin auf, dass nahezu alle Fe Messwerte, die während der Regenzeit aufgenommen wurden, über dem Grenzwert liegen. Im Zusammenhang mit dem hohen Anteil an Ferralsolen und ferric Acrisolen im Einzugsgebiet (siehe Kapitel 5.2) ist dies ebenfalls ein Hinweis auf eine starke Bodenerosion im Einzugsgebiet.

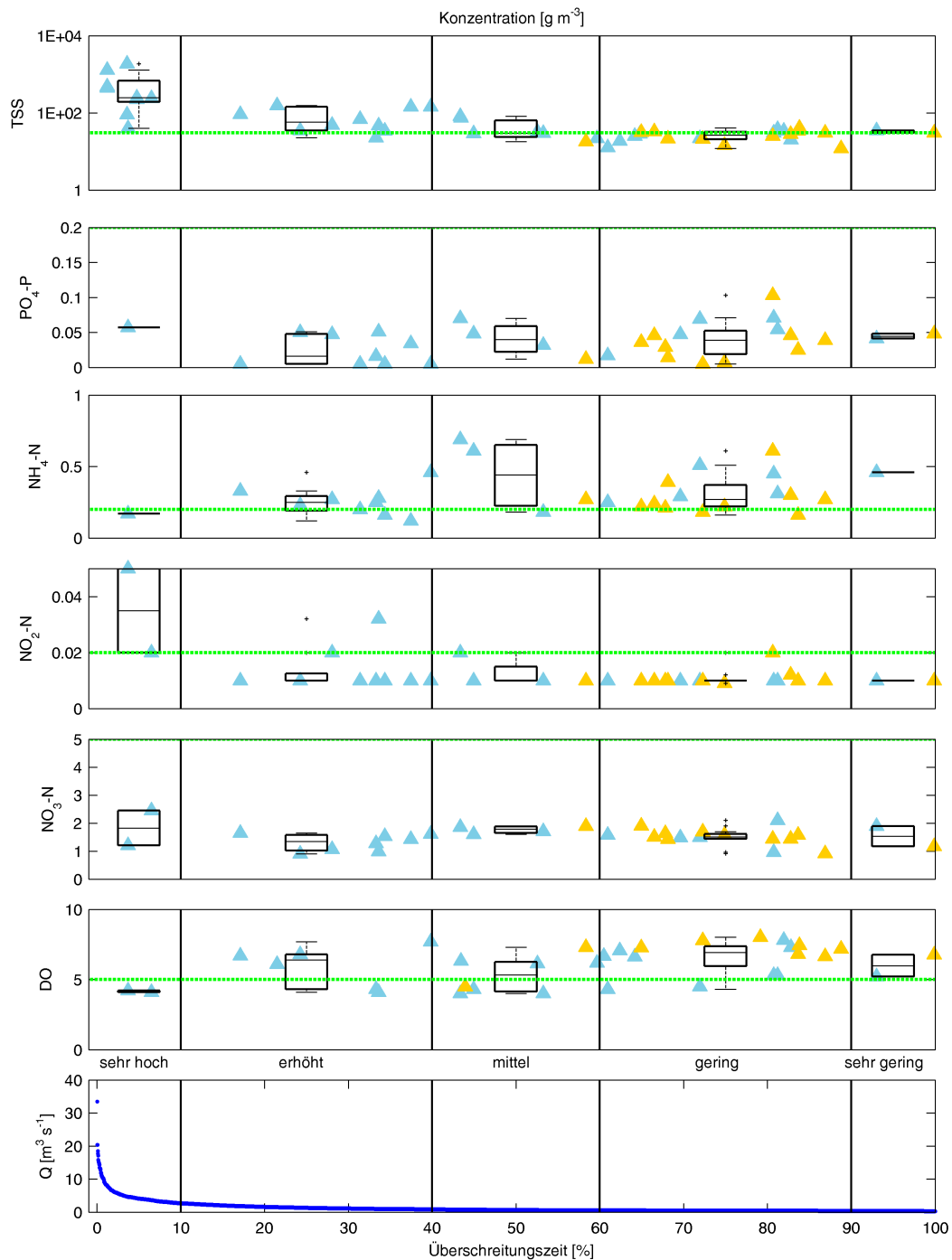
Im Fall von Sauerstoff unterschreiten an der Station Bung Mon 41% der Messungen die Grenzkonzentration von  $5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ , an der Station Suoi Ca sind es 8% und an der Station Cau Vac 17% (Abbildung 5.15 c). Besonders an der Station Bung Mon ist der Unterschied in den  $\text{O}_2$  Konzentrationen während der Regen- und Trockenzeit stark ausgeprägt. In der Trockenzeit liegen nahezu alle Messwerte im Bereich der Sättigungskonzentration, während der Median in der Regenzeit  $4,3 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  ist und 60% der Messungen den Grenzwert von  $5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  unterschreiten (siehe Abbildungen 5.16). An den Stationen Suoi Ca und Cau Vac ist dieser Unterschied weniger stark ausgeprägt, jedoch ist ein ähnlicher Trend festzustellen.

Anhand der Abbildungen 5.16, 5.17 und 5.18 ist zu erkennen, dass im Rahmen des Wasserqualitätsmonitorings ein Großteil des bisher erfassten Abflussspektrums abgedeckt wurde. Dies gilt insbesondere für den Bereich der „mittleren“ und der „geringen“ Abflüsse. Jedoch ist festzustellen, dass im Bereich der „sehr hohen“ Abflüsse nahezu keine Messungen erfolgt sind. Dieser Umstand hängt damit zusammen, dass das Monitoring der Zuflüsse des Thi Vai Ästuars an das Monitoring des Thi Vai Ästuars gekoppelt war. Die Probenahme erfolgte nicht zu einer definierten Uhrzeit, sondern in einem Zeitfenster von etwa 6 bis 18 Uhr. Aus logistischen Gründen wurden die Wasserproben in den Teileinzugsgebieten des Thi Vai am selben Tag wie die Wasserproben am Thi Vai Ästuar genommen. Dieser Umstand hat dazu geführt, dass die Probenahme bevorzugt an regenarmen Tagen stattgefunden hat. Die Probenahme am Thi Vai Ästuar erfordert den Einsatz eines Bootes, sodass während der Regenzeit, an besonders regenreichen und hydrologisch relevanten, aber oft von starken Unwettern begleiteten Tagen, aus Sicherheitsgründen



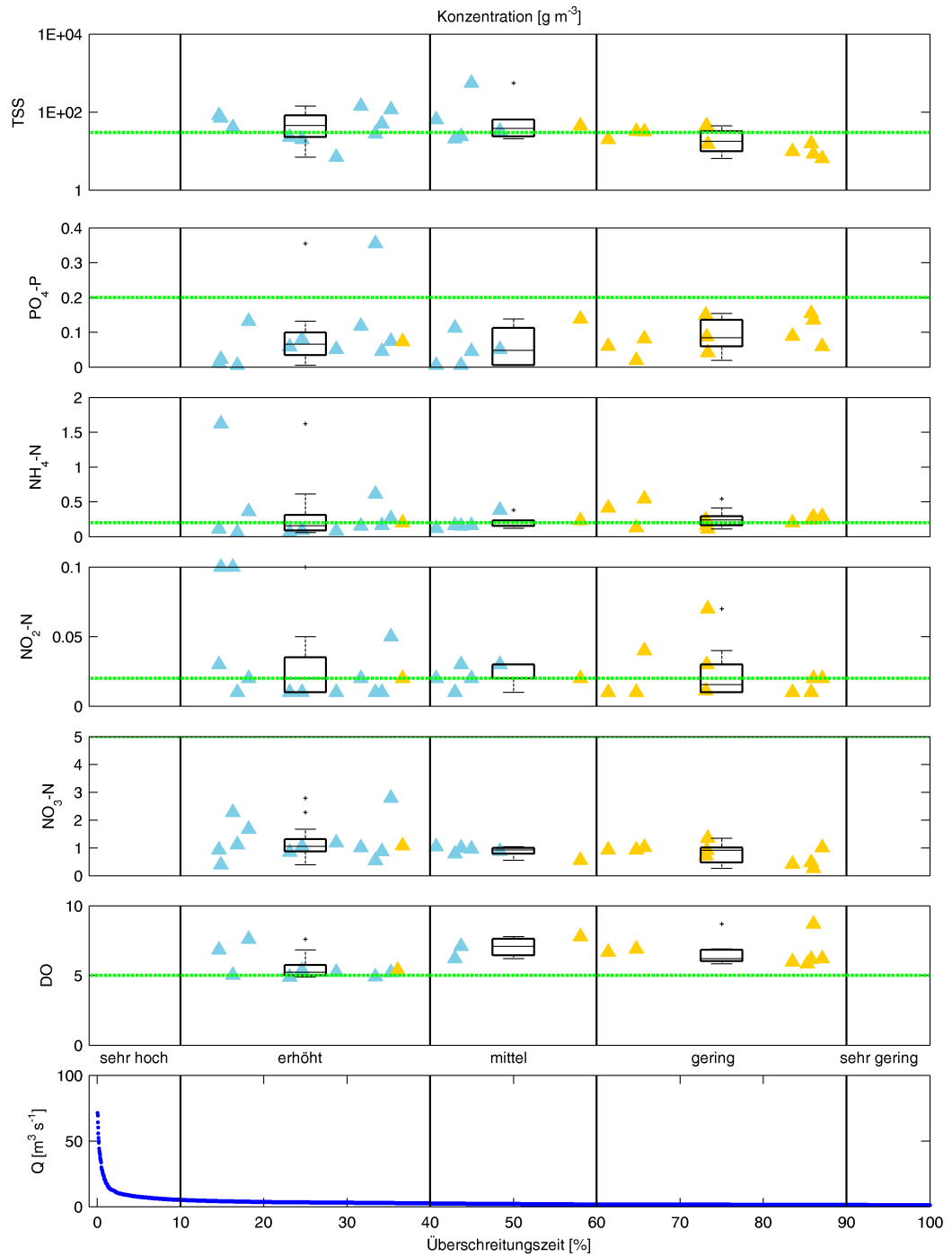
**Abb. 5.15:** Boxplots der Ergebnisse des Wasserqualitätsmonitorings an den Monitoringstationen Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV) für die Parameter a) gesamte suspendierte Feststoffe (TSS;  $n = 30; 30; 30$ ), b) Eisen (gesamt) (Fe;  $n = 34; 34; 34$ ) und c) gelöster Sauerstoff (DO  $n = 24; 23; 6$ ). „n“ ist die Anzahl der Messwerte an den Pegeln BM, SC, CV. Die jeweiligen Boxplots umfassen die Zeiträume: grau = Gesamtzeitraum (19.03.2013 bis 15.01.2014), gelb = Trockenzeit (die Monate: Dezember bis April), blau: Regenzeit (die Monate: Mai bis November). Die gestrichelte Linie zeigt den Grenzwert des Vietnamesischen Wasserqualitätsstandards QCVN 08:2008/BTNMT A2 (in  $mg\ l^{-1}$ : TSS = 30; Fe = 1 und DO = 5).

auf eine Probenahme am Ästuar und somit auch im Einzugsgebiet verzichtet wurde. Am 25.06.2014 wurde an der Messstelle Bung Mon ein einzelnes Regenereignis beprobt. Bei dieser Untersuchung wurde neben dem Abfluss der Parameter TSS erfasst. Das erfasste Niederschlagsereignis von etwas 30 mm hat zu einem Scheitelabfluss von  $11,6\ m^3\ s^{-1}$  geführt und es wurde eine maximale TSS Konzentration von  $1875\ mg\ l^{-1}$  gemessen. Dieser Wert ist etwa 8 mal größer als der größte im Rahmen des Monitorings erfasste Messwert an der Station Bung Mon von  $237\ mg\ l^{-1}$ .

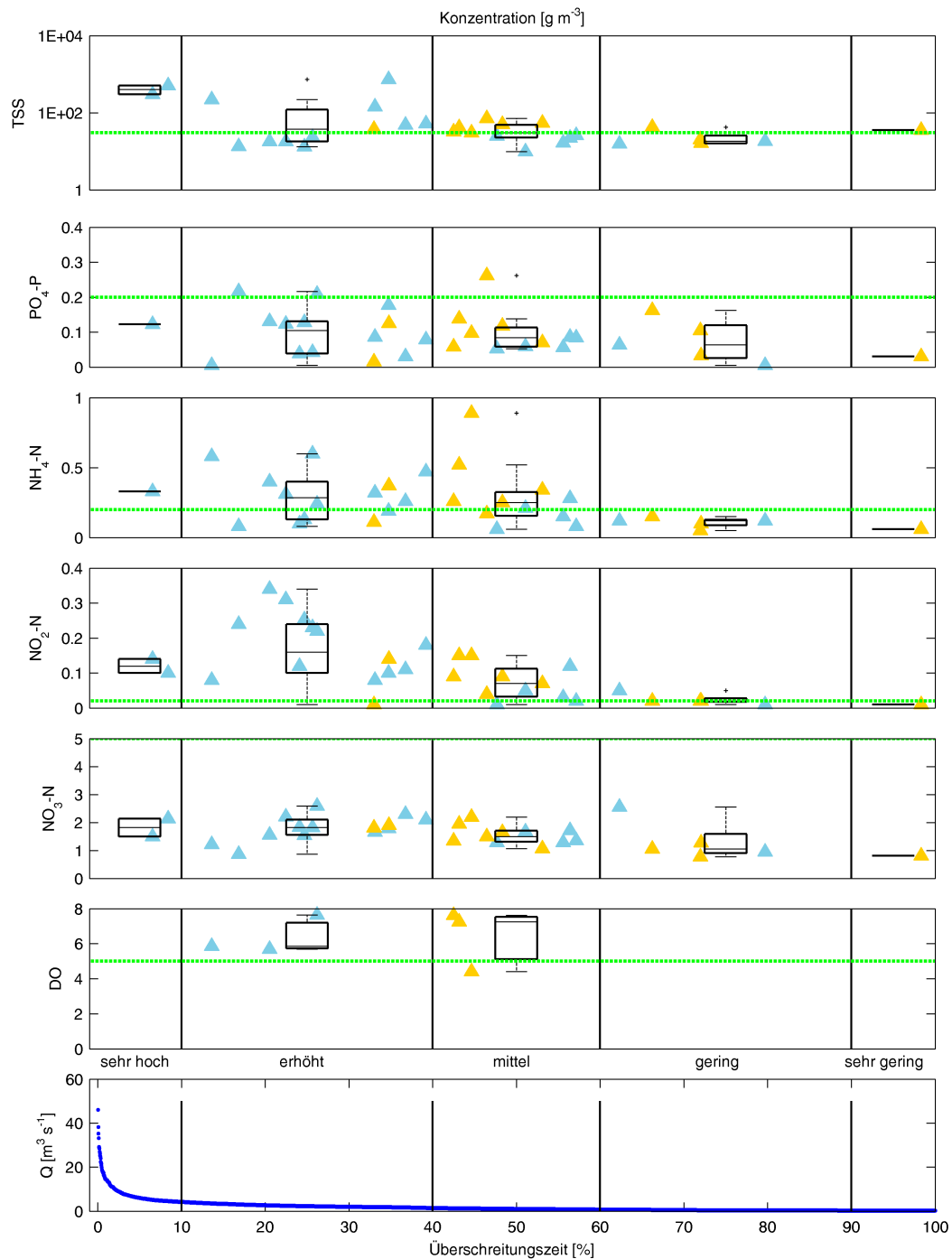


**Abb. 5.16:** Darstellung der Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe  $TSS$ , gelöstes Phosphat  $PO_4$ , Ammonium  $NH_4$ , Nitrit  $NO_2$ , Nitrat  $NO_3$  und gelöster Sauerstoff  $DO$ . Messungen in der Trockenzeit:  $\blacktriangle$ ; Messungen in der Regenzeit:  $\blacktriangle$ . (··· Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2: in  $mg\ l^{-1}$ :  $TSS = 30$ ;  $PO_4 - P = 0,2$ ;  $NH_4 - N = 0,2$ ;  $NO_2 - N = 0,02$ ;  $NO_3 - N = 5$ ;  $DO = 5$ ). Für jede Zone wird ein Boxplot der beobachteten Daten ( $\square$ ) angegeben. Zusätzlich wird die beobachtete  $\bullet$  Abflussdauerlinie  $Q$  gezeigt.





**Abb. 5.17:** Darstellung der Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe TSS, gelöstes Phosphat  $\text{PO}_4$ , Ammonium  $\text{NH}_4$ , Nitrit  $\text{NO}_2$ , Nitrat  $\text{NO}_3$  und gelöster Sauerstoff DO. Messungen in der Trockenzeit:  $\blacktriangle$ ; Messungen in der Regenzeit:  $\blacktriangle$ . (··· Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2: in  $\text{mg l}^{-1}$ : TSS = 30;  $\text{PO}_4 - \text{P} = 0,2$ ;  $\text{NH}_4 - \text{N} = 0,2$ ;  $\text{NO}_2 - \text{N} = 0,02$ ;  $\text{NO}_3 - \text{N} = 5$ ; DO = 5). Für jede Zone wird ein Boxplot der beobachteten Daten ( $\square$ ) angegeben. Zusätzlich wird die beobachtete  $\bullet$  Abflussdauerlinie  $Q$  gezeigt.



**Abb. 5.18:** Darstellung der Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Cau Vac für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe TSS, gelöstes Phosphat  $\text{PO}_4$ , Ammonium  $\text{NH}_4$ , Nitrit  $\text{NO}_2$ , Nitrat  $\text{NO}_3$  und gelöster Sauerstoff DO. Messungen in der Trockenzeit:  $\blacktriangle$ ; Messungen in der Regenzeit:  $\blacktriangle$ . (••• Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2: in  $\text{mg l}^{-1}$ : TSS = 30;  $\text{PO}_4 - \text{P} = 0,2$ ;  $\text{NH}_4 - \text{N} = 0,2$ ;  $\text{NO}_2 - \text{N} = 0,02$ ;  $\text{NO}_3 - \text{N} = 5$ ; DO = 5). Für jede Zone wird ein Boxplot der beobachteten Daten ( $\square$ ) angegeben. Zusätzlich wird die beobachtete  $\bullet$  Abflussdauerlinie  $Q$  gezeigt.

### 5.3.3 Zusammenfassung der Ergebnisse des Monitorings der Wasserquantität und -qualität im Thi Vai Einzugsgebiet

Im Rahmen des Monitorings der Wasserquantität und -qualität im Einzugsgebiet des Thi Vai wurden für die untersuchten Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac Defizite der Wasserqualität aufgezeigt. An allen drei Messstellen konnten Defizite für die Wasserqualitätsparameter Ammonium ( $NH_4$ ), Nitrit ( $NO_2$ ), gesamte suspendierte Feststoffe ( $TSS$ ), Gesamt-Eisen ( $Fe$ ) und gelöster Sauerstoff ( $O_2$ ) festgestellt werden.

An der Messstelle Bung Mon sind besonders die Parameter  $O_2$  und  $NH_4$  relevant. An der Station Bung Mon unterschreiten 41% der  $O_2$ -Messwerte die Grenzwertkonzentration von  $5 \text{ mg } O_2 \text{ l}^{-1}$  und 75% der Messwerte liegen über dem Grenzwert von  $0,2 \text{ mg } NH_4 - N \text{ l}^{-1}$ . An der Messstelle Cau Vac sind besonders die Wasserqualitätsparameter  $NH_4$  und  $NO_2$  hervorzuheben. 53% der  $NH_4$  Messwerte liegen an der Station Cau Vac höher als der Grenzwert und im Falle von  $NO_2$  sind es 74%. An allen drei Messstellen überschreiten über 50% der  $TSS$ -Messwerte und  $Fe$ -Messwerte die erlaubten Grenzwertkonzentrationen. Erste Untersuchungsergebnisse mittels des „Duration Curve Concepts“ nach [US EPA \(2007\)](#) zeigen eine Dominanz der punktuellen Einträge für den Parameter  $NH_4$  an den Messstellen Bung Mon und Suoi Ca während der Trockenzeit auf sowie einen dominant diffusen  $NH_4$ -Eintrag an der Messstelle Cau Vac. Der Eintrag von  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $TSS$  und  $Fe$  wird nach dem „Duration Curve Concept“ an allen drei Messstellen durch diffuse Einträge bestimmt. Während Felduntersuchungen im Untersuchungsgebiet konnten an verschiedenen Stellen im Einzugsgebiet Anzeichen für eine starke Bodenerosion dokumentiert werden. Besonders auf Kautschukplantagen, die weite Teile des Einzugsgebietes bedecken, wurden Anzeichen für einen erhöhten Bodenabtrag aufgezeigt.

Ein Nachteil des Monitorings der Wasserqualität ist, dass personalbedingt nahezu keine Messungen während Hochwasserereignissen durchgeführt wurden. Eine Ereignisbeprobung an der Messstelle Bung Mon hat aufgezeigt, dass der maximale  $TSS$ -Messwert während dieses Ereignisses etwa 8 mal größer war als der höchste während des Monitorings gemessene  $TSS$ -Messwert. [Nguyen and Meon \(2014\)](#) führte Ereignisbeprobung während Hochwasserereignissen in einem nahegelegenen Einzugsgebiet in der Provinz Tay Ninh durch. Die Untersuchungen zeigen, dass auch für anderer Parameter, die dominant durch den Oberflächenabfluss transportiert werden, wie z.B.  $PO_4$  oder  $NH_4$ , deutlich höhere Konzentrationen während eines solchen Ereignisses vorliegen.

## 6 Modell Anwendung: Ökohydrologische Modellierung des Thi Vai Einzugsgebietes

Wie bereits beschrieben, wird in dieser Arbeit das neu entwickelte ökohydrologische Modellsystem PANTA RHEI WQ verwendet, um die Hydrologie und Wasserqualität der drei wichtigsten Zuflüsse des Thi Vai Ästuars zu modellieren (siehe Abbildung 5.1, Kapitel 5.1). Im Rahmen der Modell Anwendung wird die Funktionsfähigkeit des entwickelten Modellsystems untersucht.

Im Fokus liegt dabei das 27,6 km<sup>2</sup> große Bung Mon Einzugsgebiet, da für dieses Einzugsgebiet die beste Datengrundlage besteht. Im folgenden Kapitel 6.1 wird der Modellaufbau der untersuchten Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac beschrieben. Im anschließenden Kapitel 6.2 wird auf das Vorgehen im Rahmen der Modellkalibrierung eingegangen.

### 6.1 Modellaufbau

Die grundlegenden Daten, die für den Aufbau eines PANTA RHEI WQ Modells benötigt werden, sind Karten zur Topographie, Boden und Landnutzung sowie meteorologische Daten. Das digitale Höhenmodell (DEM, eng.: Digital Elevation Model) wurde von der ASTER-Datenbank (ASTER, 2014) bezogen und weist eine Auflösung von 30x30 m auf. Diese Auflösung ist ausreichend. Von dem Projektpartner IER und der lokalen Umweltbehörde DONRE wurden verschiedene Boden- und Landnutzungskarten zur Verfügung gestellt. Diese wurden genutzt, um eine Bodenkarte und eine Landnutzungskarte für das Einzugsgebiet zu erstellen (siehe Abbildungen 5.3 und 5.5, Kapitel 5.1). Die Bodenkarte weist einen Maßstab von 1:130.000/1:150.000 auf und die Landnutzungskarte einen Maßstab von 1:25.000/1:50.000. Informationen zu den bodenphysikalischen Parametern wurden den Bodentypen basierend auf den in Kapitel 5.3 beschriebenen Felduntersuchungen sowie Literaturwerten und der PANTA RHEI internen Bodendatenbank zugewiesen (Sumner, 1999; Schaap et al., 2001; Zech and Hintermaier-Erhard, 2002; Saxton and Rawls, 2006). Die Landnutzungskarte wurde in einem Zeitraum von 2010 bis 2012 aufgenommen. Wie in Kapitel 4.1 beschrieben, erfolgt die räumliche Diskretisierung des semi-distributiven PANTA RHEI Modells anhand des DEM in Teilflächen (TFL), welche anhand der Boden- und Landnutzungskarten weiter in Hydrotupe untergliedert werden. Basierend auf dem DEM sowie der Boden- und Landnutzungskarten erfolgte eine GIS-gestützte Generierung der Teilflächen und Hydrotupe des Thi Vai Einzugsgebiets (Tabelle 6.1).

Die Lage der verfügbaren Niederschlags-/Klimastationen ist in Abbildung 5.1 (Kapitel 5.1, Seite 109) zu sehen. Zeitreihen von Tageswerten der meteorologischen Parameter Temperatur, Sonnenstunden, Luftfeuchtigkeit und Wind sind für die Klimastation Bien Hoa für einen Zeitraum vom 01.01.1985 - 31.12.2014 verfügbar. Basierend auf den Sonnenstunden wird intern in PANTA RHEI die solare Strahlung nach Brock (1981)

**Tab. 6.1:** Zusammenfassung der räumlichen Diskretisierung des Thi Vai Einzugsgebietes

Einzugsgebiet	Fläche [ $km^2$ ]	TFL	Hydrotipe
Bung Mon	27,6	11	118
Suoi Ca	167,7	51	489
Cau Vac	59	17	262
Thi Vai (gesamt)	625	219	2323

berechnet. Für die Umrechnung werden lokale Faktoren für Südvietsnam aus [Nguyen and Pryor \(1997\)](#) verwendet. Tägliche Niederschlagsdaten liegen für die nationalen Niederschlagsstationen Long Thanh, Cam My und Tam Ton Hiep vor (Zeitraum: 01.01.1985 - 31.12.2014). Zusätzlich liegen Niederschlagsdaten für die lokalen Niederschlagsstationen Binh Son, Xa Lo und Hang Gon vor (Zeitraum: 2003 - 2014). An lokalen Niederschlagsstationen wird der Niederschlag nur in den Monaten Mai bis November gemessen, in der Trockenzeit erfolgt keine Messung. Besonders die lokale Niederschlagsstation Binh Son ist von großer Bedeutung, da diese die einzige Niederschlagsstation ist, die innerhalb der Einzugsgebietsgrenzen liegt.

Neben den bereits genannten Eingangsdaten werden Informationen zu punktuellen und diffusen Belastungen benötigt. Informationen zu punktuellen Quellen sind für das Thi Vai Einzugsgebiet nur eingeschränkt verfügbar. Die Abschätzung der Abwasserfrachten aus Haushaltsabwässern erfolgt unter Nutzung lokaler Untersuchungen von [VKHT \(2010\)](#) bezüglich Wasserverbrauch und Abwasserkonzentrationen (siehe Tabelle E.1 im Anhang), welche mit der Bevölkerungsanzahl im Thi Vai Einzugsgebiet verrechnet werden. Die Bevölkerungsanzahl des Thi Vai Einzugsgebietes wurde anhand der statistischen Jahrbüchern der Provinzen Dong Nai und Ba Ria- Vung Tau abgeschätzt (siehe Tabelle E.2 im Anhang). Die Bevölkerungsdaten lagen überwiegend auf kommunaler Ebene vor. In Verbindung mit der Landnutzungskarte konnte daher eine räumliche Verteilung der Bevölkerung bestimmt werden. Die Bevölkerungsdichte ist in dem Teileinzugsgebiet Bung Mon mit  $206 \text{ Personen } km^{-2}$  am höchsten, gefolgt von Cau Vac mit  $194 \text{ Personen } km^{-2}$  und Suoi Ca mit  $80 \text{ Personen } km^{-2}$ . Üblicherweise wird das Haushaltsabwasser in Vietnam nicht in Kläranlagen erfasst. Nach [WB \(2013\)](#) verfügen die Haushalte kleinerer Siedlungen und Städte über Septic Tanks, die an das Kanalnetz angeschlossen sind oder in den Boden versickern. Basierend auf [Büsser et al. \(2007\)](#), wird für die Einleitung der Haushaltsabwässer ein Tagesgang, mit einem Maximum um 6 Uhr morgens und 18 Uhr abends, angenommen. Daten zu punktueller Einleitungen aus Betrieben und Firmen wurden von dem Projektpartner IER bereitgestellt (siehe Tabelle E.3 im Anhang). Diese Daten wurden in dem Jahr 2012 erhoben. Für die meisten Betriebe in Tabelle E.3 lagen gemessene Abwassermengen vor, Abwasserkonzentrationen mussten jedoch in den überwiegenden Fällen anhand von Literaturdaten abgeschätzt werden ([Hung and Sy, 2009](#); [VKHT, 2010](#); [Nguyen and Luong, 2012](#)).

Um den Stoffeintrag durch diffuse Belastungen zu bestimmen, muss für jede der landwirtschaftlichen Landnutzungsklassen ein Managementplan definiert werden. Die

landwirtschaftlich genutzten Flächen in den untersuchten Teileinzugsgebieten werden von Kautschukplantagen, Reis und einjährigen Ackerpflanzen dominiert (siehe Abbildung E.2). In den Teileinzugsgebieten Bung Mon und Suoi Ca nehmen Kautschukplantagen etwa 76%, Reis etwa 2% und einjährigen Ackerpflanzen etwa 5% der Fläche ein. In dem Teileinzugsgebiet Cau Vac ist der Anteil der Kautschukplantagen mit etwa 54% etwas weniger dominant, während Reis etwa 4% und einjährige Ackerpflanzen etwa 26% der Fläche einnehmen. Die Feldbegehung und die Auswertung des statistischen Jahrbuches der Provinz Dong Nai zeigen, dass der Anbau einjähriger Ackerpflanzen mit 51% durch Mais dominiert wird. Da keine detaillierteren Informationen über die räumliche und zeitliche Verteilung anderer einjähriger Ackerpflanzen vorhanden sind, werden einjährige Ackerpflanzen im Modell durch eine Mais-Mais Fruchtfolge dargestellt, wie sie für diese Region typisch ist (siehe Kapitel 5.2). In den untersuchten Teileinzugsgebieten werden verschiedene Reisfruchtfolgen angebaut. Die dominante Form des Reisanbaus in den untersuchten Teileinzugsgebieten ist jedoch eine Reis-Reis-Reis Fruchtfolge, besonders auf den größeren Reisfeldern. In den Tabellen E.4, E.5 und E.6 im Anhang sind die Managementpläne für die landwirtschaftlichen Hauptlandnutzungsklassen Kautschukplantagen, Reis und einjährige Ackerpflanzen (Mais) aufgeführt. Die Managementpläne wurden anhand von Feldbefragungen und regionalen Empfehlungen für die Anbaupraktiken der jeweiligen Landnutzungs-kategorie aufgestellt (FFTC, 2003; Dang, 2004).

Im PANTA RHEI WQ Thi Vai Modell wird die Wasserqualität anhand der neu implementierten Ansätze modelliert. In Bezug auf die Hydrologie wurde der Penman-Monteith-Ansatz für die Berechnung der potentiellen Verdunstung ausgewählt. Das Bodenwassermodell SIMPLE SOIL wurde ausgewählt, um die Abflussbildung und den Bodenwasserhaushalt zu modellieren. Die Berechnung der Abflusskonzentration erfolgt anhand des Vierspeicheransatzes, in dem der Basisabfluss in eine langsame und eine schnellere Komponente aufgeteilt wird.

In Anbetracht der geringen Einzugsgebietsgröße der untersuchten Teileinzugsgebiete und der ausgeprägten Abflussdynamik während der Regenzeit wird ein Modellzeitschritt kleiner als ein Tag angestrebt. Die vorhandenen Zeitreihen von Stationsniederschlägen weisen eine zeitliche Auflösung von einem Tag auf. Eine Alternative zu Daten von Niederschlagsstationen stellen Niederschlagsdaten aus Satellitenmessung dar (Gebremichael and Hossain, 2010).

Seit der Entwicklung der ersten satellitenbasierten Niederschlagsprodukte in den 1980er Jahren wurden diese Produkte stetig verbessert. Üblicherweise werden zwei Arten von Sensoren verwendet, um satellitenbasierte Niederschlagsprodukte zu erstellen: „Passive Microwave“ (PM) und „Visible and Infrared Radiance“ (VIS/IR). Mittels des PM-Sensors wird Niederschlag durch die Streuung der hochfrequenten Mikrowellen an Eispartikeln in den Wolken ermittelt. Im Falle des VIS/IR-Sensors wird die Wolkentemperatur als Proxy für die Niederschlagsintensität verwendet (Cohen Liechti et al., 2012). Beispiele für verschiedene hochaufgelöste satellitenbasierte Niederschlagsprodukte sind TRMM (Tropical Rainfall Measurement Mission), CMORPH (Climate Prediction Center



morphing technique) und FEWS (Famine Early Warning System) (Gebremichael and Hossain, 2010; Kidd and Levizzani, 2011).

In verschiedenen Studien wurde die Eignung von satellitenbasierten Niederschlagsprodukten untersucht, hydrologische Modelle anzutreiben (Knoche et al., 2014; Meng et al., 2014; Li et al., 2012a; Thiemig et al., 2013; Cohen Liechti et al., 2012). Die Ergebnisse dieser Studien weisen in Bezug auf die unterschiedlichen Niederschlagsprodukte zum Teil regional unterschiedliche Ergebnisse auf (Meng et al., 2014; Cohen Liechti et al., 2012). Weiterhin demonstrieren verschiedene Studien zum einen, dass satellitenbasierte Niederschlagsprodukte geeignet sind, die monatliche oder jährliche Wasserbilanz von Einzugsgebieten zu modellieren (z.B. Li et al., 2012a). Zum anderen werden hohe Unsicherheiten aufgezeigt, die zum größten Teil in der physikalischen Limitierung der Messsensoren begründet sind (Knoche et al., 2014). Andere Studien zeigen, dass die Abflussmodellierung basierend auf Stationsdaten bessere Ergebnisse liefert als satellitenbasierte Niederschlagsdaten (z.B. Kneis et al., 2014).

Aufgrund der genannten Unsicherheiten in Verbindung mit der direkten Verwendung von satellitenbasierten Niederschlagsdaten, wird in dieser Arbeit untersucht, ob satellitenbasierte Niederschlagsdaten geeignet sind, die vorhandenen Stationsdaten zeitlich zu disaggregieren. Hierfür wird das satellitenbasierte Niederschlagsprodukt TRMM3B42 Version 7 verwendet (NASA, 2015). TRMM-Daten sind in einem Zeitraum von 1998 bis Oktober 2014 verfügbar. Die räumliche Auflösung der TRMM-Daten ist  $0,25 \times 0,25^\circ$  (dies entspricht im Bereich des Thi Vai Einzugsgebietes etwa  $28 \times 28 \text{ km}$ ), und die zeitliche Auflösung ist 3h. Die TRMM-Gitterpunktdichte entspricht somit in etwa der Dichte der vorhandenen Niederschlagsstationen. Die zeitliche Disaggregation der Stationsniederschläge erfolgt in Anlehnung an Gebremichael and Hossain (2010) anhand Gleichung 6.1.

$$f_I(3h) = \frac{N(3h)}{N_{day}} \quad (6.1)$$

mit	$f_I(3h)$	Niederschlagsintensitäts-Faktor	$[d \ 3h^{-1}]$
	$N(3h)$	3h-Niederschlagsintensität (TRMM)	$[mm \ 3h^{-1}]$
	$N_{day}$	täglicher Niederschlag (TRMM)	$[mm \ d^{-1}]$

Für jede der im Modell verwendeten Niederschlagsstationen werden zunächst die nächstliegenden TRMM-Gitterpunkte bestimmt. Der Niederschlag der TRMM-Gitterpunkte wird mittels der „inversen Distanz-Gewichtung“ (eng.: Inverse Distance Weighting, IDW) gewichtet (Maniak, 2010) und somit auf die jeweilige Niederschlagsstation interpoliert. Anschließend wird der Faktor  $f_I(3h)$  als Zeitreihe aus der interpolierten TRMM-Niederschlagszeitreihe berechnet. Danach wird die gewichtete  $f_I(3h)$ -Zeitreihe mit der Niederschlagszeitreihe der jeweiligen Station verrechnet, um einen disaggregierten 3h Niederschlag zu erhalten. Für den Fall, dass an einem Tag an einem Stationspunkt ein Messwert vorliegt, bei der TRMM-Messung jedoch nicht, wird eine definierte Standard-Verteilung angesetzt.

## 6.2 Modellkalibrierung

Die Modellkalibrierung der drei untersuchten Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars erfolgte sukzessive in mehreren Schritten. Im ersten Schritt wurde das Teileinzugsgebiet Bung Mon bearbeitet, da für dieses Teileinzugsgebiet die besten Eingangs und Beobachtungsdaten vorlagen. Anschließend erfolgte die Bearbeitung der benachbarten Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Ca Vac. Eine wichtige Unterstützung für die Kalibrierung war eine parallel durchgeführte Sensitivitätsanalyse am Beispiel des Teileinzugsgebietes Bung Mon. Die aus der Sensitivitätsanalyse gewonnenen Erfahrungen wurden für die finale Kalibrierung genutzt.

Die Kalibrierung erfolgte aufgrund der geringen Anzahl zu kalibrierender Pegel manuell. Dabei wird die Kalibrierung in Anlehnung an [Arnold et al. \(2012\)](#) und [Moriassi et al. \(2007\)](#) in drei Schritten durchgeführt. Im ersten Schritt erfolgt die Kalibrierung des Abflusses. Anschließend erfolgt im zweiten Schritt die Kalibrierung der Sedimentfrachten/Konzentrationen. Abschließend werden im dritten Schritt die Frachten bzw. Konzentrationen weiterer Wasserqualitätsparameter, wie z.B. gelöster Sauerstoff, Ammonium, Nitrat oder Phosphat kalibriert. Während der Kalibrierungsprozedur muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Variablen Abfluss, Sediment und weitere Wasserqualitätsparameter nicht völlig losgelöst voneinander kalibriert werden können, da der Stofftransport direkt an den Abfluss gekoppelt ist. Ein gut kalibrierter Abfluss ist somit nicht automatisch ein Garant für eine gute Stoffkalibrierung, wenn die Aufteilung der Abflusspfade nicht korrekt ist. Die Kalibrierungsprozedur ist somit als iterativer Prozess zwischen den verschiedenen Kalibrierungsstufen anzusehen.

Die Bewertung der Modellgüte erfolgte anhand der Gütekriterien „Percent Bias“ (*PBIAS*), „Root Mean Square Error (RMSE)-observation standard deviation ratio“ (*RSR*), „Bestimmtheitsmaß“ ( $R^2$ ) und „Coefficient of Efficiency (Nash-Sutcliffe Efficiency)“ (*E*) ([Moriassi et al., 2007](#); [Gupta et al., 2009](#); [Parajuli et al., 2009](#)) (Gleichung 6.2 bis 6.5):

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (OBS_i - SIM_i) \cdot 100}{\sum_{i=1}^n OBS_i} \quad (6.2)$$

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{OBS}} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (OBS_i - SIM_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (OBS_i - \overline{SIM})^2}} \quad (6.3)$$

$$R^2 = \frac{\left[ \sum_{i=1}^n (OBS_i - \overline{OBS}) (SIM_i - \overline{SIM}) \right]^2}{\sum_{i=1}^n (OBS_i - \overline{OBS})^2 \sum_{i=1}^n (SIM_i - \overline{SIM})^2} \quad (6.4)$$

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (OBS_i - SIM_i)^2}{\sum_{i=1}^n (OBS_i - \overline{OBS})^2} \quad (6.5)$$

mit  $OBS_i$  beobachteter Wert  
 $SIM_i$  simulierter Wert  
 $\overline{OBS}$  Mittelwert der beobachteten Werte  
 $\overline{SIM}$  Mittelwert der simulierten Werte

$R^2$  beschreibt den Anteil der Varianz in den beobachteten Daten, welcher durch die simulierten Daten erklärt werden kann.  $R^2$  ist ein sehr häufig verwendetes Gütekriterium, jedoch erweist es sich als übermäßig sensitiv gegenüber Extremwerten (Ausreißer) und ist nicht sensitiv gegenüber additiven bzw. proportionalen Differenzen zwischen den beobachteten und simulierten Daten (Legates and McCabe, 1999).  $E$  ist ebenfalls ein häufig in der Hydrologie verwendetes Gütekriterium.  $E$  ist eine Verbesserung gegenüber  $R^2$ , da es sensitiv gegenüber Differenzen zwischen den Mittelwerten und der Varianz der simulierten und beobachteten Daten ist. Werte zwischen 0 und 1 werden generell als akzeptabel betrachtet und Werte  $\leq 0$  zeigen an, dass der Mittelwert der beobachteten Daten ein besserer Prediktor ist als die simulierten Daten (Legates and McCabe, 1999). Da  $E$  aufgrund der Verwendung von quadrierten Differenzen sehr sensitiv gegenüber Extremwerten ist, wird im Falle des Abflusses zusätzlich der logarithmierte  $E$  ( $E_{log}$ ) verwendet, um die starken Unterschiede im Abfluss zwischen Regenzeit und Trockenzeit zu berücksichtigen.  $PBIAS$  ist ein Maß für die mittlere Tendenz der simulierten Daten, die beobachteten Daten zu über- oder unterschätzen (Gupta et al., 1999), und ist somit eine sinnvolle Ergänzung zu den vorher genannten Gütekriterien. Zusätzlich wird der  $RSR$  in Bezug auf die Wasserqualitätsparameter als allgemeine Fehlerstatistik verwendet. Der  $RSR$  standardisiert den  $RMSE$ , indem dieser durch die Standardabweichung der beobachteten Daten geteilt wird. Dadurch wird der  $RMSE$  normalisiert und somit vergleichbar zwischen verschiedenen Parametern (Moriassi et al., 2007). Mögliche Wertebereiche und empfohlene Bewertungsklassen der verwendeten Gütekriterien für einen monatlichen Zeitschritt sind in Tabelle 6.2 gegeben.

Der Kalibrierungszeitraum reicht vom 15.03.2013 - 30.09.2014, sowohl für die Parameter Abfluss und Sediment als auch für alle Wasserqualitätsparameter. Neben den Messungen aus dem eigenen Monitoringprogramm wurden für die Kalibrierung zusätzlich Messungen verwendet, die von der lokalen Umweltbehörde DONRE in den Jahren 2013 und 2014 an den Messstellen Bung Mon und Cau Vac aufgenommen wurden. Die Simulation beginnt am 01.01.2005, sodass dem Kalibrierungszeitraum eine ausreichend lange „warm up“ Periode vorangeschaltet ist. Dies ist besonders für den Wasserqualitätsteil wichtig, um einen Einfluss der Startbedingungen zu verringern. Der Modellzeitschritt ist eine Stunde. Die Auswertung der Modellergebnisse erfolgt im Falle des Abflusses in Zeitin-

tervallen von 3h, täglich, monatlich und jährlich. Im Falle der Wasserqualitätsparameter erfolgt die Auswertung in einem Zeitintervall von 3h und jährlich. Auf eine Auswertung auf Tagesbasis wurde verzichtet, da es sich bei den Wasserqualitätsdaten um Stichproben handelt und nicht um Mischproben. Da für die meisten Monate nur ein bis drei und in Einzelfällen keine Messwerte vorliegen, erscheint auch eine monatliche Auswertung nicht als sinnvoll.

**Tab. 6.2:** Mögliche Wertebereiche und empfohlene Bewertungsklassen der verwendeten Gütekriterien für einen monatlichen Zeitschritt nach [Moriassi et al. \(2007\)](#) und [\(Parajuli et al., 2009\)](#).

Bewertungsklasse	$RSR$	$E$	$R^2$	$PBIAS$ (%)	
				Abfluss	Sediment/N,P
	$0 - \infty$	$-\infty - 1$	$0 - 1$	$\pm \infty$	
Sehr gut	$\leq 0,5$	$> 0,75$	$> 0,75$	$< 10$	$< 15$
gut	$\geq 0,5 - \leq 0,6$	$> 0,65 - \leq 0,75$	$> 0,5 - \leq 0,75$	$\geq 10 - \leq 15$	$\geq 15 - \leq 30$
ausreichend	$\geq 0,6 - \leq 0,7$	$> 0,5 - \leq 0,65$	$> 0,25 - \leq 0,5$	$\geq 15 - \leq 25$	$\geq 30 - \leq 55$
unbefriedigend	$> 0,7$	$\leq 0,5$	$\leq 0,25$	$> 25$	$> 55$

Eine Validierung der Modellergebnisse ist in Anbetracht der kurzen Beobachtungszeitreihen praktisch kaum oder nicht möglich. Lediglich im Falle des Teileinzugsgebietes Bung Mon konnte eine Validierung des Abflusses vorgenommen werden. Für das Teileinzugsgebiet Bung Mon umfasst der Kalibrierungszeitraum somit den 15.03.2013 - 15.03.2014 und der Validierungszeitraum den 16.03.2014 - 30.09.2014.

Eine

## 7 Ergebnisse und Diskussion

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die hier vorhandene unsichere und teilweise lückenhafte Datenlage typisch für Forschungsprojekte in Entwicklungs- und Schwellenländern ist. Diese Situation erfordert einen behutsamen Einsatz von Modellinstrumenten und insbesondere eine ausführliche Interpretation der Modellergebnisse. Dies ist in Kapitel 7 umgesetzt worden.

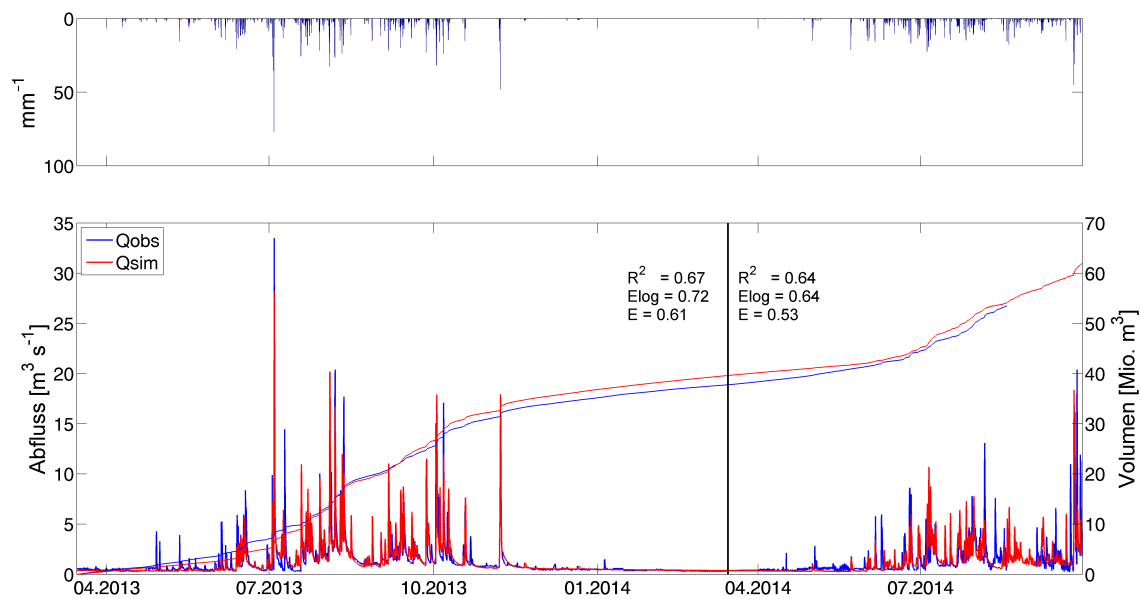
Das Kapitel untergliedert sich thematisch in zwei Blöcke. In dem ersten Block erfolgt zunächst die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Kalibrierung des Abflusses und der Wasserqualität der untersuchten Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. Abschließend wird auf die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Bung Mon Teileinzugsgebietes eingegangen. Der zweite Block umfasst weiterführende Untersuchungen im Thi Vai Einzugsgebiet, mit denen exemplarisch Anwendungsmöglichkeiten aufgezeigt, und die Prognosefähigkeit des erweiterten ökohydrologischen Modellsystems untersucht werden sollen. Zum einen erfolgt eine Bewertung der diffusen und der punktuellen Belastung des Thi Vai Ästuars und zum anderen wird eine Prognose der Belastung und Änderung der Wasserqualität des Thi Vai Einzugsgebietes unter der Entwicklung der Landwirtschaft und der Bevölkerung in der nahen Zukunft gegeben.

### 7.1 Kalibrierung des Abflusses und des Wasserhaushaltes im Thi Vai Einzugsgebiet

#### 7.1.1 Abflussskalibrierung und -validierung des Bung Mon Teileinzugsgebietes

Die Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des Abflusses am Pegel Bung Mon sind in Abbildung 7.1 dargestellt. In der Tabelle F.2 im Anhang sind die für die Kalibrierung des Abflusses verwendeten Parameter gemeinsam mit den kalibrierten Parameterwerten aufgeführt. Für die zeitliche Auflösung von drei Stunden weist die Kalibrierung und die Validierung des Abflusses am Pegel Bung Mon eine gute Übereinstimmung mit den beobachteten Abflüssen auf. Dies wird sowohl durch den visuellen Vergleich der simulierten und beobachteten Abflussganglinien (siehe Abbildung 7.1) als auch anhand der statistischen Kennzahlen (siehe Tabelle 7.1) gezeigt. Um die Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu ermöglichen, sind in Tabelle 7.1 zusätzlich zu den statistischen Kennzahlen der Auswertung in einer zeitlichen Auflösung von 3h die statistischen Kennzahlen für eine zeitliche Auflösung von einem Tag und einem Monat gegeben. In Bezug auf die Einteilung von Moriasi et al. (2007) sind die statistischen Kennzahlen der Kalibrierung und der Validierung in einer monatlichen Auflösung als „sehr gut“ einzustufen. Erwartungsgemäß ist die Güte während der Validierung etwas geringer als während der Kalibrierung.

Der Vergleich der mittleren Abflüsse, der Abflusssumme sowie des PBIAS zeigen auf, dass der simulierte Abfluss den beobachteten Abfluss über den gesamten Kalibrierungszeitraum leicht überschätzt. Betrachtet man die Summenlinie, ist jedoch festzustellen,



**Abb. 7.1:** Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussganglinie sowie des summierten Abflusses am Pegel Bung Mon in einer zeitlichen Auflösung von 3h über den Kalibrierungszeitraum (15.03.2013 - 15.03.2014) und dem Validierungszeitraum (16.03.2014 - 30.09.2014). Die Abflussganglinien sind dem Gebietsniederschlag gegenübergestellt.

**Tab. 7.1:** Zusammenfassung der statistischen Kennzahlen der Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Parameters Abfluss am Pegel Bung Mon (Kalibrierungszeitraum:15.03.2013 - 15.03.2014; Validierungszeitraum:16.03.2014 - 30.09.2014).

Kriterium	Kalibrierung			Validierung		
	Beob.	Sim.		Beb.	Sim.	
Mittel [ $m^3 s^{-1}$ ]	1,20	1,26		1,34	1,30	
Summe [Mio. $m^3$ ]	37,76	39,61		18,27	17,91	
	3h	täglich	monatlich	3h	täglich	monatlich
$E_{log}$	0,72	0,82	0,91	0,64	0,73	0,74
$E$	0,61	0,81	0,89	0,53	0,74	0,76
$R^2$	0,67	0,85	0,94	0,64	0,82	0,94
PBIAS	-4,89	-4,86	-4,25	-5,04	-4,92	3,66

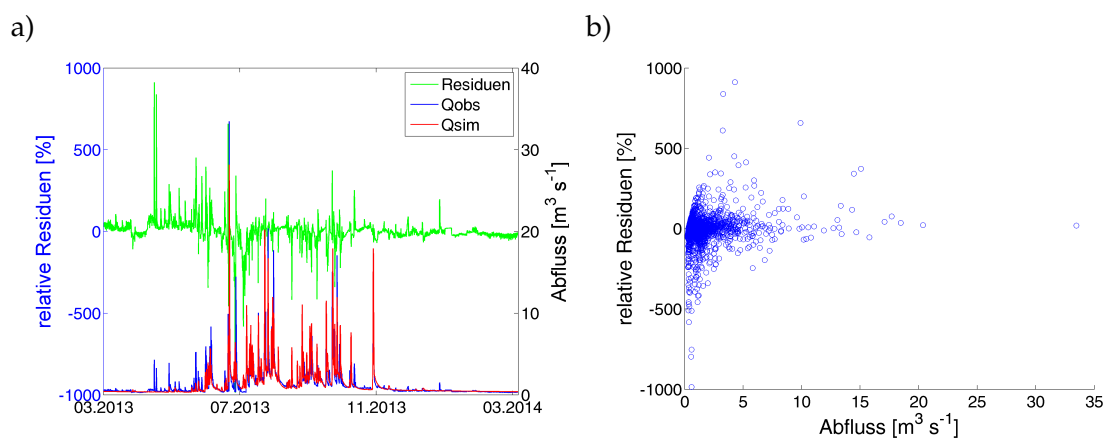
dass die Abflüsse während der Trockenzeit leicht unterschätzt werden und dass die Abflüsse im zweiten Drittel der Regenzeit überschätzt werden. Dies wird auch deutlich, wenn die relativen Residuen der beobachteten und simulierten Abflüsse betrachtet werden (siehe Abbildung 7.2 a). Im Validierungszeitraum liegt der mittlere Abfluss und der summierte Abfluss leicht unter dem beobachteten. Da der Validierungszeitraum etwa 6 Monaten kürzer ist als der Kalibrierungszeitraum, fällt hier die leichte Unterschätzung des Abflusses während der Trockenzeit mehr ins Gewicht.

Wie anhand der Residuen in Abbildung 7.2 a zu erkennen ist, werden einzelne Abflussereignisse stark überschätzt. Stellt man die Residuen den beobachteten Abflüssen gegenüber (siehe Abbildung 7.2 b), ist zu erkennen, dass die größten Residuen im Bereich von Abflussereignissen kleiner  $2 m^3 s^{-1}$  auftreten. Des Weiteren ist zu erkennen, dass die Residuen bei größeren Abflussereignissen abnehmen.

**Tab. 7.2:** Korrelation zwischen den Niederschlagsstationen Long Thanh (LT), Tam Thon Hiep (TTH), Cam My (CM) und Binh Son (BS) (Zeitraum: 2011 - 2011. Jeweils von Mai bis Dezember).

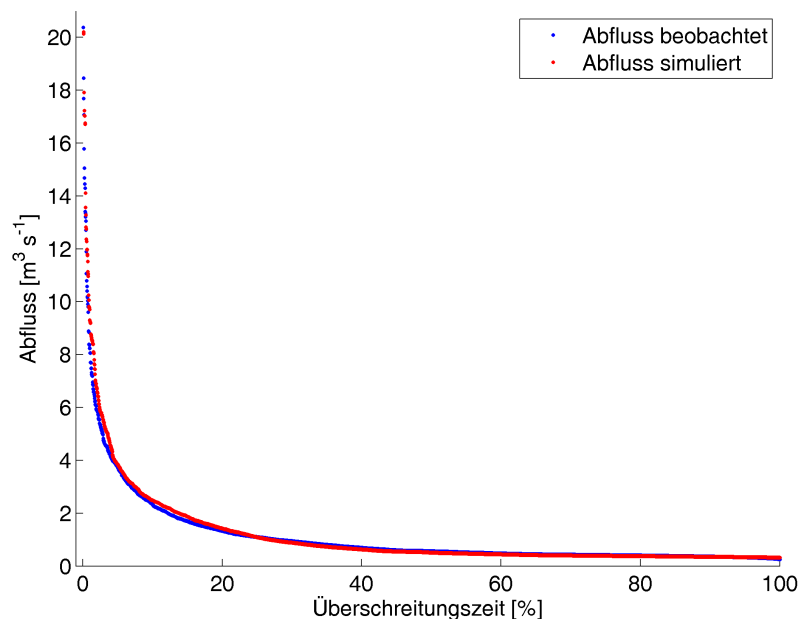
	BS	LT	TTH	CM
BS	1			
LT	0,53	1		
TTH	0,41	0,40	1	
CM	0,33	0,34	0,33	1

Generell wird das Timing einzelner Abflussereignisse auf Grundlage der mittels der Satellitendaten zeitlich aufgelösten 3h-Niederschlagsdaten gut abgebildet. Jedoch werden einzelne beobachtete Abflussereignisse zum Teil stark über- oder unterschätzt. Dies ist zum großen Teil auf die geringe Dichte an Niederschlagsstationen zurückzuführen. Die Distanz zwischen den verfügbaren Niederschlagsstationen reicht von 10 bis 40 km. Die Niederschlagsstationen weisen nur eine geringe Korrelation untereinander auf. Der Korrelationskoeffizient zwischen den einzelnen Niederschlagsstationen liegt während der Regenmonate (Mai bis Dezember) in einem Bereich von 0,53 bis 0,33 (siehe Tabelle 7.2). Ursache hierfür sind die oft hochgradig konvektiven Niederschlagsereignisse, welche typisch für Einzugsgebiete der sommerfeuchten Tropen sind. Kleinräumige konvektive Niederschlagsereignisse, die das untersuchte Einzugsgebiet betreffen, werden daher von den vorhandenen Niederschlagsstationen nicht immer erfasst. Dies führt zu einer Unterschätzung einzelner Abflussereignisse. Dies scheint besonders in den Übergangsmonaten von der Trockenzeit zur Regenzeit (April, Mai und Juni) der Fall zu sein. In diesen Monaten wird der Abfluss leicht unterschätzt. Einzelne kleinere Abflussereignisse werden in den meisten Fällen ebenfalls unterschätzt und zum Teil gar nicht abgebildet. Während der Regenzeit hingegen können einzelne Starkregenereignisse, die von einer Niederschlagsstation erfasst werden, zu einer massiven Überschätzung einzelner Abflussereignisse führen, wenn diese Ereignisse nur auf der Basis dieser Stationsmessung (wegen fehlender anderer Stationen) zu einem Gebietsniederschlag interpoliert werden.

**Abb. 7.2:** a) Gegenüberstellung der relativen Residuen und der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h. b) Darstellung der relativen Residuen gegen den beobachteten Abfluss am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum im Streudiagramm.

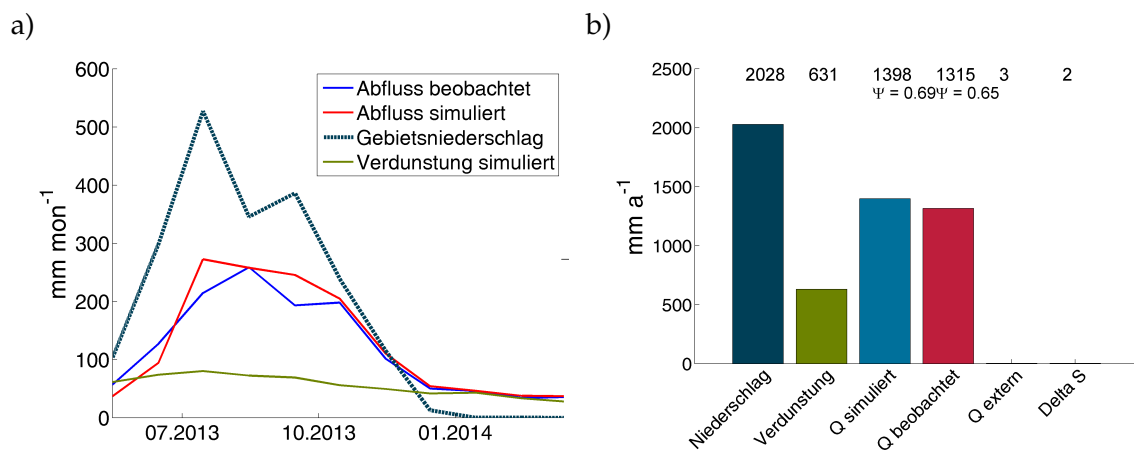


In Abbildung 7.3 werden die Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h verglichen. Es ist zu erkennen, dass die Überschreitungszeit der beobachteten und der simulierten Abflüsse gut übereinstimmen, auch wenn das beobachtete HQ leicht unterschätzt wird. Das charakteristische Abflussspektrum des Bung Mon Einzugsgebietes wird somit gut wiedergegeben.



**Abb. 7.3:** Vergleich der Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum (15.03.2013 - 15.03.2014) in einer zeitlichen Auflösung von 3h. Für eine übersichtlichere Darstellung werden ein beobachtetes Abflussereignis ( $33,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) und zwei simulierte Abflussereignisse ( $24,5$  und  $28,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) nicht gezeigt.

In Abbildung 7.4 a sind die monatlichen Wasserhaushaltskomponenten sowie die Wasserhaushaltsbilanz (Abbildung 7.4 b) für das hydrologische Jahr 2013 dargestellt (01.05.2013 - 30.04.2014). Die Verdunstung nimmt mit  $631 \text{ mm}$  31% des Gebietsniederschlages von  $2028 \text{ mm}$  ein. Wie bereits festgestellt, liegt der simulierte Abfluss im Kalibrierungszeitraum etwas über dem beobachteten Abfluss. Der mittlere über das gesamte Wasserhaushaltsjahr ermittelte Abflussbeiwert ist  $0,65$ . Dieser liegt somit deutlich höher als der mittlere Abflussbeiwert von etwa  $0,3$  bis  $0,4$ , den man üblicherweise in den gemäßigten Breiten beobachtet (Maniak, 2010). Der beobachtete mittlere Abflussbeiwert wird durch den simulierten Abflussbeiwert von  $0,69$  leicht überschätzt.



**Abb. 7.4:** a) Mittlere monatliche Wasserhaushaltskomponenten und b) Wasserhaushaltsbilanz für das hydrologische Jahr 2013 (01.05.2013 - 30.04.2014) für das Teileinzugsgebiet Bung Mon. Der Term  $Q_{\text{extern}}$  umfasst „externe“ Wasserquellen, z.B. punktuelle Quellen oder Überleitungen.  $\Delta S$  ist das Restglied der Wasserhaushaltsbilanz.

### 7.1.2 Abflusskalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac

Die Ergebnisse der Abflusskalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac sind in den Abbildungen 7.5 a und b dargestellt. In der Tabelle F.2 im Anhang sind die für die Kalibrierung des Abflusses verwendeten Parameter gemeinsam mit den kalibrierten Parameterwerten aufgeführt. Im Vergleich zu dem Teileinzugsgebiet Bung Mon sind die erreichten Bewertungskenngrößen der Abflusskalibrierung geringer (siehe Tabelle 7.3). Ein großes Problem bei der Kalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac stellt die geringe Anzahl an verfügbaren Niederschlagsstationen dar. Im Gegensatz zu dem Teileinzugsgebiet Bung Mon ist in den Teileinzugsgebieten Suoi Ca und Cau Vac keine Niederschlagsstation vorhanden, die innerhalb der Einzugsgebietsgrenzen liegt. Wie im vorangegangenen Kapitel 7.1.1 gezeigt wurde, ist wegen der häufig konvektiven Niederschlagsereignisse in der Regenzeit und in den Übergangszeiten die Korrelation der vorhandenen Niederschlagsstationen untereinander gering. Betrachtet man z.B. die simulierte und die beobachtete Abflussganglinie am Pegel Cau Vac (siehe Abbildung 7.5, bzw. Abbildung F.2 im Anhang) ist zu erkennen, dass besonders in den Übergangsmonaten Mai und Juni eine Reihe ausgeprägter Abflussereignisse aufgrund eines unterschätzten Gebietsniederschlags, nicht simuliert werden können.

**Tab. 7.3:** Zusammenfassung der statistischen Kennzahlen der Abflusskalibrierung an den Pegeln Suoi Ca und Cau Vac (Kalibrierungszeitraum: 15.03.2013 - 10.06.2014).

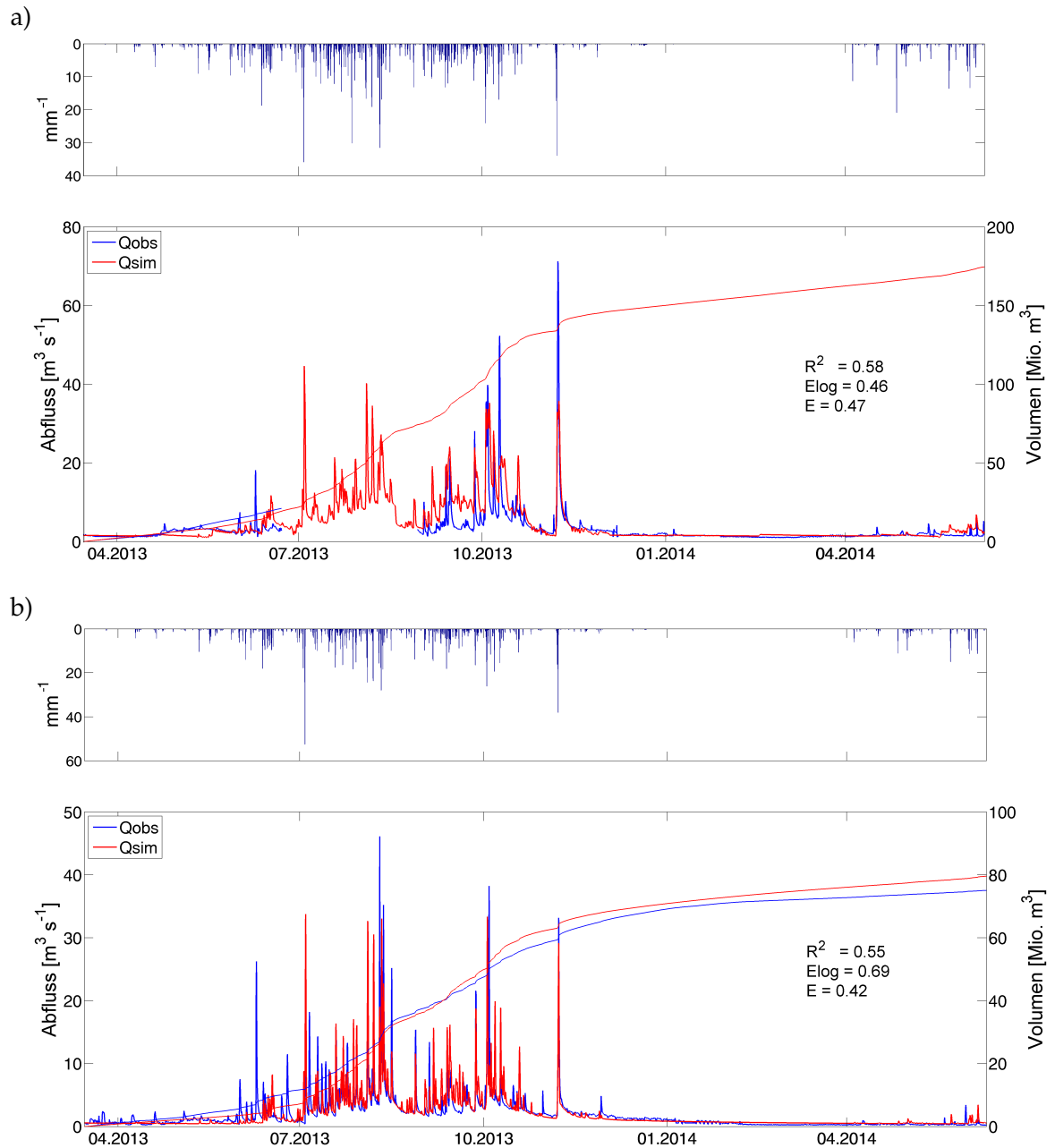
Kriterium	Suoi Ca			Cau Vac		
	Beob.	Sim.		Beob.	Sim.	
Mittel [ $m^3 s^{-1}$ ]	-	4.47		1.92		2.04
Summe [ $Mio. m^3$ ]	-	174.56		75.02		79.55
	3h	täglich	monatlich	3h	täglich	monatlich
$E_{log}$	0.46	0.51	0.76	0.69	0.72	0.85
$E$	0.47	0.53	0.60	0.42	0.66	0.89
$R^2$	0.58	0.67	0.79	0.55	0.73	0.94
PBIAS	-20.91	-20.89	-19.59	-6.04	-6.07	-5.12

Betrachtet man die Abflusssumme und den mittleren Abfluss über den Kalibrierungszeitraum, ist im Falle des Teileinzugsgebietes Cau Vac zu erkennen, dass der simulierte Abfluss den beobachteten Abfluss nur leicht überschätzt (siehe Tabelle 7.3). In Abbildung 7.6 b werden die Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Cau Vac für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h verglichen. Die Überschreitungszeit der beobachteten und der simulierten Abflüsse gut übereinstimmen. Ähnlich wie am Pegel Bung Mon wird das beobachtete HQ jedoch leicht unterschätzt. Die Abflüsse mit einer Überschreitungszeit von 5 bis 15% werden leicht überschätzt. Insgesamt wird das charakteristische Abflussspektrum des Cau Vac Einzugsgebietes zufriedenstellend wiedergegeben.

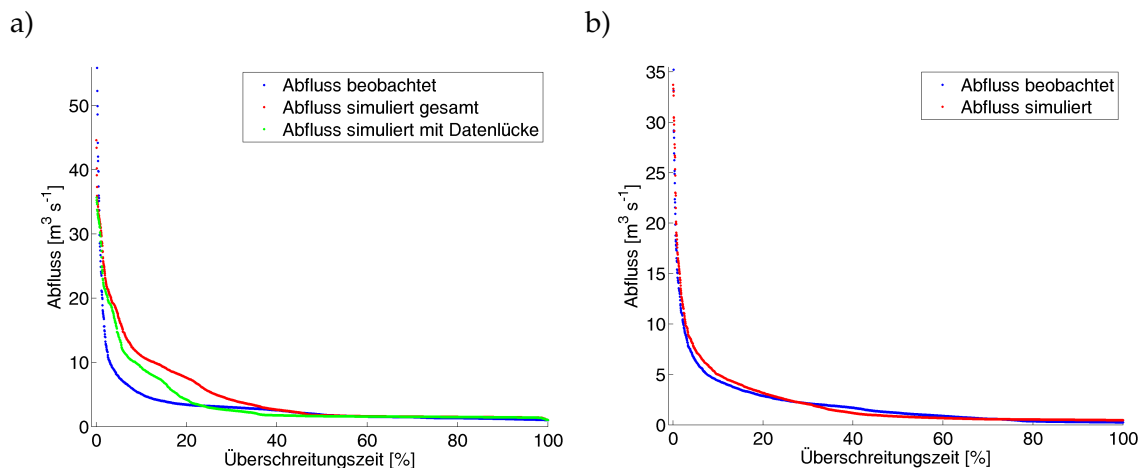
Die Abflusskalibrierung im Teileinzugsgebiet Suoi Ca ist besonders problematisch, da das Einzugsgebiet wasserwirtschaftlich stark genutzt wird, die Datenlage jedoch gering ist. Der Abfluss in dem Teileinzugsgebiet Suoi Ca wird stark durch die beiden Reservoirs Cau Moi V und Cau Moi VI kontrolliert (siehe Abbildung 5.1, Seite 109). Eine Wasserstands-Volumenbeziehung ist für die Reservoirs bekannt, jedoch konnten keine Informationen über die Betriebsregeln verfügbar gemacht werden. Des Weiteren existiert ca. 4 km oberhalb des Pegels Suoi Ca ein Wehr, an dem zu Bewässerungszwecken im Mittel  $1,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  abgezweigt werden, sowie eine Überleitung von etwa  $0,1\text{-}0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  aus dem Reservoir Cau Moi VI in den Fluss Cau Vac. Auch für diese wasserbaulichen Anlagen sind keine Betriebsregeln bekannt. Hinzu kommt, dass die Kalibrierung durch die Datenlücke vom 22.06. bis zum 30.08.2013 (siehe Kapitel 5.3.1) zusätzlich erschwert wird, da Größen wie die Abflusssumme und weitere Wasserhaushaltskomponenten nicht für die Kalibrierung genutzt werden können.

Der Vergleich der simulierten und beobachteten Abflussganglinien zeigt auf, dass der simulierte Abfluss im September den beobachteten Abfluss überschätzt (siehe Abbildung 7.5 a). Dies ist zum größten Teil auf die zu unspezifischen Betriebsregeln für die beiden Reservoirs zurückzuführen, die aufgrund der fehlenden Daten nicht ausreichend gut definiert werden können. Dies schlägt sich auch in den Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse nieder, welche in Abbildung 7.6 a am Pegel Suoi Ca für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h verglichen werden. Im Falle der beobachteten Abflüsse wurden die besonders regenreichen Monate Juli und August nicht erfasst. Daher unterscheiden sich die Dauerlinien der beobachteten (rote Linie) und der simulierten Abflüsse (blaue Linie) über den gesamten Kalibrierungszeitraum beträchtlich. Vergleicht man die Dauerlinie der beobachteten und simulierten Abflüsse (grüne Linie) unter Berücksichtigung der Datenlücke, wird ersichtlich, dass die beobachteten Abflüsse mit einer Überschreitungszeit von etwa 5 bis 20% durch die simulierten Abflüsse überschätzt werden, wohingegen Abflüsse mit einer Überschreitungszeit größer 20% durch das Modell gut wiedergegeben werden.

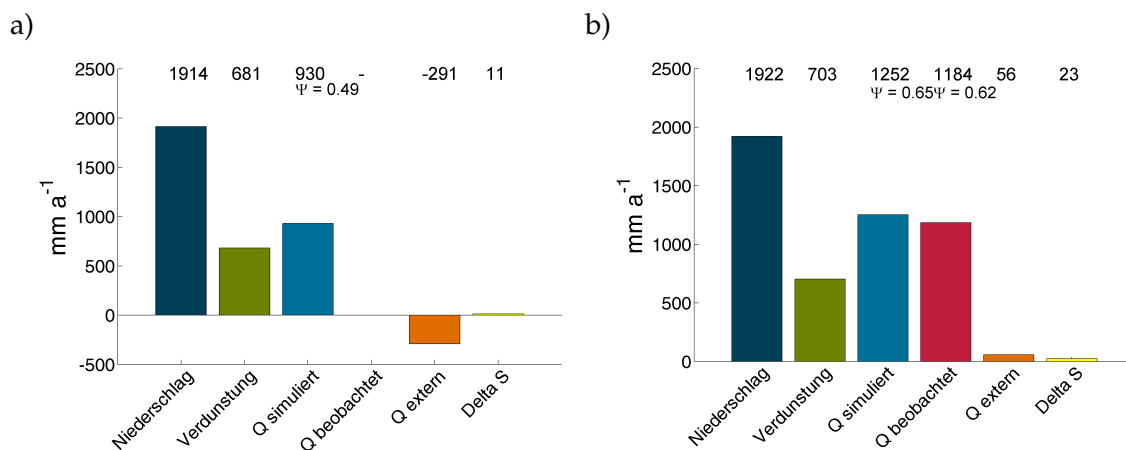
Die Wasserhaushaltsbilanz für das hydrologische Jahr 2013 (01.05.2013 - 30.04.2014) ist für a) das Teileinzugsgebiet Suoi Ca und b) das Teileinzugsgebiet Cau Vac in Abbildung 7.7 dargestellt. Die simulierte Verdunstung liegt mit 681 bzw. 703 mm leicht über



**Abb. 7.5:** Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussganglinie sowie des summierten Abflusses an den Pegeln a) Suoi Ca und b) Cau Vac in einer zeitlichen Auflösung von 3h über den Kalibrierungszeitraum (15.03.2013 - 10.06.2014). Die Abflussganglinien sind dem Gebietsniederschlag gegenübergestellt.



**Abb. 7.6:** Vergleich der Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse an den Pegeln a) Suoi Ca und b) Cau Vac für den Kalibrierungszeitraum (15.03.2013 - 10.06.2014) in einer zeitlichen Auflösung von 3h. Im Falle des Pegels Suoi Ca wird zusätzlich die Dauerlinie der simulierten Abflüsse unter Berücksichtigung der Datenlücke in den beobachteten Abflüssen gezeigt. Für eine übersichtlichere Darstellung werden im Fall von Suoi Ca drei beobachtete Abflussereignisse ( $71$ ,  $69$  und  $64 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) und Cau Vac zwei beobachtete Abflussereignisse ( $38$  und  $47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) nicht gezeigt.



**Abb. 7.7:** Mittlere Wasserhaushaltsbilanz für das hydrologische Jahr 2013 für die Pegel a) Suoi Ca und b) Cau Vac (01.05.2013 - 30.04.2014). Der Term  $Q_{\text{extern}}$  umfasst „externe“ Wasserquellen, z.B. punktuelle Quellen oder Überleitungen.  $\Delta S$  ist das Restglied der Wasserhaushaltsbilanz. Aufgrund der Datenlücke wird für Suoi Ca kein  $Q_{\text{beobachtet}}$  angegeben.

der des Teileinzugsgebietes Bung Mon. Auch im Falle des Teileinzugsgebietes Cau Vac liegt der simulierte Abfluss leicht über dem beobachteten Abfluss. Eine Schätzung der aktuellen Verdunstung aus dem Gebietsniederschlag und dem beobachteten Abflüssen an den Pegeln Bung Mon und Cau Vac ergibt einen Wert von 700 bis 730  $\text{mm}$ . Die simulierte aktuelle Verdunstung ist jedoch etwas geringer. Eine Erhöhung der simulierten aktuellen Verdunstung führt jedoch primär zu einem Absinken des Abflusses während der Trockenzeit. Eine möglichst gute Simulation des Abflusses während der Trockenzeit ist jedoch wichtig für die anschließende Wasserqualitätsmodellierung. Da der Schwerpunkt nicht auf der Wasserhaushaltsmodellierung liegt, wird die Unterschätzung der Verdunstung zu Gunsten des Abflusses jedoch in Kauf genommen.

## 7.2 Kalibrierung der Wasserqualität im Thi Vai Einzugsgebiet

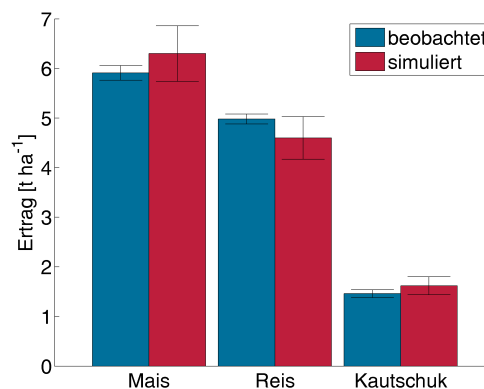
### 7.2.1 Kalibrierung der Stoffumsätze im Boden und des Pflanzenwachstums

In diesem Kapitel wird auf die Kalibrierung der Stoffumsätze von Stickstoff und Phosphor im Boden sowie des Pflanzenwachstums eingegangen. Dieser Schritt kann natürlich nicht losgelöst von der Kalibrierung der Wasserqualität der Gewässer durchgeführt werden. Daher ist ein iteratives Vorgehen notwendig, bei dem die Prozesse auf der Landphase und im Gewässer gemeinsam betrachtet werden. Für eine bessere Übersichtlichkeit sollen die Ergebnisse der Kalibrierung der Stoffumsätze im Boden und des Pflanzenwachstums jedoch separat zur Wasserqualitätskalibrierung präsentiert werden.

Ziel ist es, die Umsatzprozesse der unterschiedlichen Landnutzungsklassen quantitativ und qualitativ abzubilden. Dies bedeutet zum einen, dass die mittleren jährlichen Stoffumsätze, also z.B. die mittlere jährliche Pflanzenaufnahme, Mineralisation, Auswaschung usw. den regionalen Gegebenheiten entsprechen. Zum anderen bedeutet dies, dass der charakteristische Jahresgang wiedergegeben wird. Im Fokus der folgenden Ausführungen liegen die im Thi Vai Einzugsgebiet dominanten Landnutzungsformen Kautschuk, Mais und Reis. Für das Thi Vai Einzugsgebiet liegen keine Feldversuche vor, bei denen die Stoffumsatzprozesse der verschiedenen Landnutzungsklassen untersucht wurden. Daher mussten für die betrachteten Prozesse, soweit verfügbar, regionale Literaturwerte als Referenz herangezogen werden. Eine Übersicht über relevante Umsatzprozesse und deren Referenzbereiche ist in Tabelle E.7 im Anhang gegeben. Die im Rahmen der Kalibrierung verwendeten Parameter sind in Tabelle F.3 im Anhang aufgeführt.

Im ersten Schritt wurde das Pflanzenwachstum kalibriert (Biomasse, Nährstoffaufnahme, Phänologie usw.). Hierzu wurden die pflanzen-spezifischen Parameter der Pflanzen-Datenbank anhand von Literaturwerten an die regionalen Gegebenheiten angepasst. Der bedeutendste Parameter in diesem Zusammenhang ist der Parameter „potential Heat Units (PHU)“, welcher die Phänologie der Pflanze steuert sowie die mit diesem Parameter verknüpften Parameter bezüglich der Nährstoffaufnahme von N ( $fr_{N1-3}$ ) und P ( $fr_{P1-3}$ ). Der mittlere Ertrag der unterschiedlichen Landnutzungsklassen wurde anhand von Daten aus dem statistischen Jahrbuch der Provinz Dong Nai kalibriert. Hierzu wurde für die drei Distrikte Long Than, Nhon Trach und Cam My, welche partiell das Thi Vai Einzugsgebiet schneiden, jeweils der mittlere Ertrag für jede Landnutzungsklasse über die Jahre 2005-2014 ermittelt. Die Ergebnisse der Kalibrierung des Ertrages sind in Abbildung 7.8 zu sehen. Die simulierten mittleren Erträge geben das beobachtete mittlere Ertragsniveau der einzelnen Hauptlandnutzungsklassen gut wieder. Der mittlere Ertrag von Mais wird leicht überschätzt, wohingegen der mittlere Ertrag von Reis leicht unterschätzt wird. Der mittlere Ertrag von Kautschuk (in Form von Latex) wird durch das Modell gut wiedergegeben.

Im zweiten Schritt wurden die Bodenparameter angepasst, um die mittleren jährlichen Stoffumsatzprozesse mit den in Tabelle E.7 aufgeführten Referenzbereichen in Einklang zu bringen. Die Ergebnisse der Kalibrierung der mittleren jährlichen Umsatzprozesse für



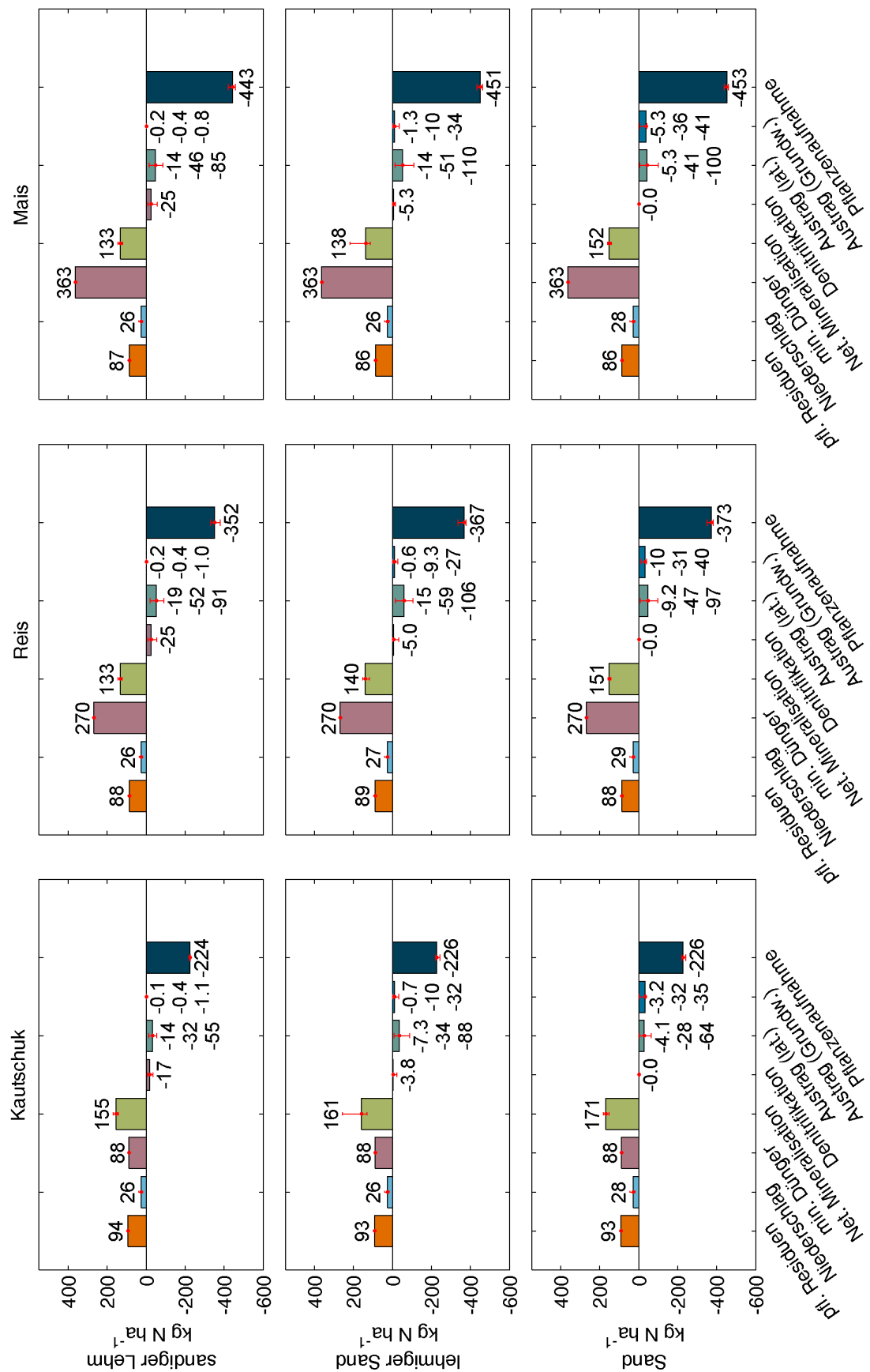
**Abb. 7.8:** Beobachten und simulierter mittlerer Ertrag für die Hauptlandnutzungsklassen Reis, Mais und Kautschuk. Der beobachtete Ertrag wurde anhand von statistischen Daten der Provinz Dong Nai über einen Zeitraum von 2005-2014 ermittelt. Der simulierte Ertrag wurde jeweils über das gesamte Einzugsgebiet für denselben Zeitraum ermittelt und die Fehlerbalken geben jeweils die Standardabweichung der beobachteten und simulierten Erträge an.

Stickstoff und Phosphor im Boden sind in den Abbildungen 7.9 für Stickstoff und 7.10 für Phosphor dargestellt. Es werden jeweils die Hauptlandnutzungsgruppen Mais, Reis und Kautschuk den im Einzugsgebiet dominanten Bodenarten gegenübergestellt. Die dominanten Bodenarten im Einzugsgebiet sind Sand (Arenic Acrisol, Ferric Acrisol und Plintic Acrisol) sowie lehmiger Sand (Ferric Luvisol, Rhodic Ferralsol und Thionic Fluvisol) mit jeweils etwa 40% und sandiger Lehm mit (Gleyic Acrisol) etwa 7%.

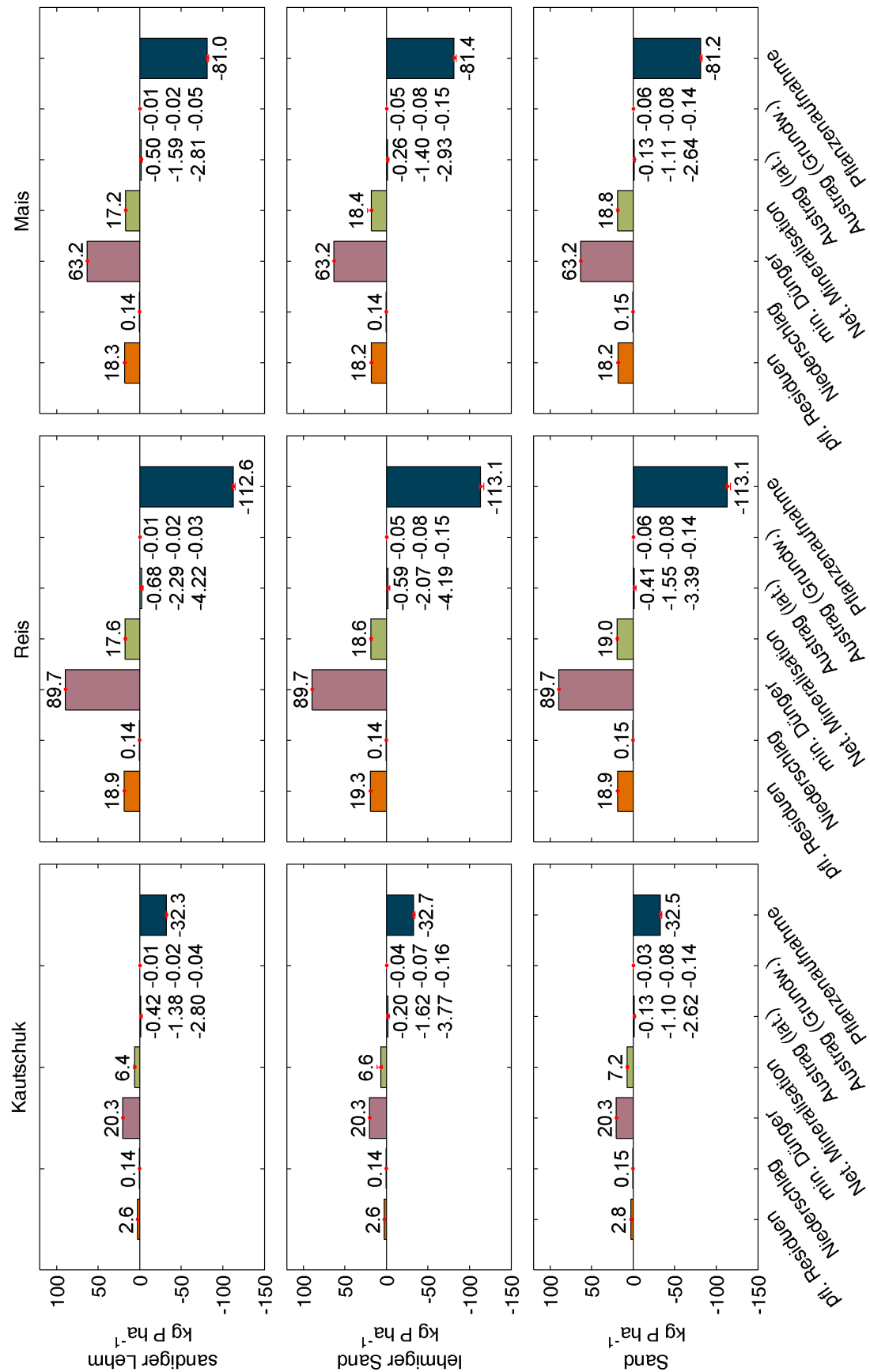
Die simulierte Mineralisierung von Stickstoff liegt in einem Bereich von 133 bis 171  $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Die Mineralisierung von Phosphor liegt in einem Bereich von 6,4 bis 19  $\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Dabei steigt die mittlere jährliche Mineralisierung von N und P vom sandigen Lehm zum Sand an. Während der Regenzeit und den Übergangszeiten weist der Sandboden aufgrund der guten Versickerungsfähigkeit durchgängig gute Bedingungen für die Dekomposition auf. Besonders im Fall des sandigen Lehmies führen hohe Wassergehalte während der Regenzeit zu einer Verringerung der Dekomposition (siehe Abbildung 7.11). Insgesamt wird unter Kautschuk eine etwas höhere N-Mineralisierung simuliert, da durch den Laubfall der Kautschukbäume dem Boden große Mengen Streu mit einem vergleichsweise engen C:N Verhältnis von 26 zugeführt werden (Philip et al., 2003). Jedoch ist die P-Mineralisierung unter Kautschuk deutlich geringer als unter Reis oder Mais, da die Streu von Kautschuk mit einem C:P Verhältnis von 930 ein deutlich weiteres C:P Verhältnis aufweist als die Residuen von Reis und Mais.

In Bezug auf den Austrag von Stickstoff ist zu erkennen, dass der simulierte mittlere jährliche N-Austrag unter Kautschukplantagen in einem Bereich von 32 - 60  $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  liegt, während der Austrag unter Reis und Mais mit 46 - 78  $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  höher liegt. Dies liegt zum einen an den wesentlich höheren Düngermengen, die im Jahr auf die Landnutzungen Reis und Mais aufgebracht werden, wobei der hohen Düngung auch eine hohe Pflanzenaufnahme gegenübersteht. Zum anderen ist das Timing der Düngergabe relevant. Während Kautschuk nur zu Beginn und zum Ende der Regenzeit gedüngt wird, werden Reis und Mais zusätzlich zum Fruchtfolgewechsel im Laufe der Regenzeit





**Abb. 7.9:** Vergleich der mittleren jährlichen Stickstoffumsetzung verschiedener Prozesse des Stickstoffkreislaufs für die Hauptlandnutzungsklassen und dominanten Bodenarten im Thi Vai Einzugsgebiet. Die roten Balken zeigen jeweils den minimalen und maximalen Umsatz eines Prozesses an (im Falle der „Auswaschung“ wird der minimale, mittlere und maximale Wert angegeben).

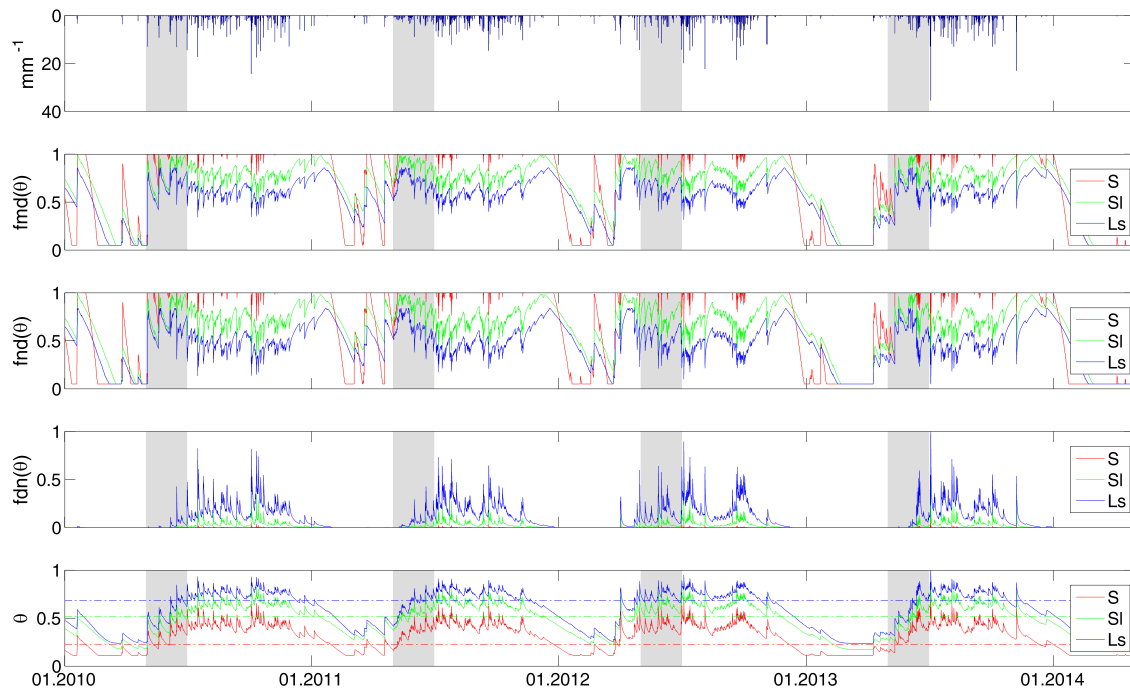


**Abb. 7.10:** Vergleich der mittleren jährlichen Phosphorumsetzung verschiedener Prozesse des Stickstoffkreislaufs für die Hauptlandnutzungsklassen und dominanten Bodenarten im Thi Vai Einzugsgebiet. Die roten Balken zeigen jeweils den minimalen und maximalen Umsatz eines Prozesses an (im Falle der „Auswaschung“ wird der minimale, mittlere und maximale Wert angegeben).

gedüngt. Des Weiteren verlieren die Reis- und Maisfelder nach der ersten Ernte im Verlauf der Regenzeit für eine gewisse Zeit ihren Erosionsschutz durch die schützende Pflanzendecke, wodurch ein erhöhter Abtrag von partikulär gebundenem Stickstoff simuliert wird. Der laterale Austrag von Stickstoff dominiert für alle betrachteten Bodenarten über den Austrag ins Grundwasser. Im Falle von Sand wird für den Anteil des N-Austrags ins Grundwasser ein mittlerer Anteil an dem gesamten Austrag von 40-58% simuliert. Der N-Austrag des sandigen Lehmes hingegen wird nahezu vollständig von dem lateralen N-Austrag bestimmt, während der lehmige Sand zwischen diesen beiden liegt. Das Verhältnis zwischen dem Anteil des lateralen Austrags und des Austrags in das Grundwasser an dem gesamten N-Austrag wird zusätzlich stark durch das Gefälle beeinflusst, da mit steigendem Gefälle der Anteil des Oberflächenabflusses zunimmt. Im Falle von Phosphor liegt der mittlere jährliche P-Austrag in einem Bereich von 1,18 bis 2,3  $kg\ P\ ha^{-1}\ a^{-1}$ . Auch in Bezug auf den P-Austrag ist der P-Verlust unter Kautschuk geringer als unter Mais und Reis. Unter Reis werden die höchsten P-Austräge mit einem mittleren jährlichen P-Austrag von 1,6 bis 2,3  $kg\ P\ ha^{-1}\ a^{-1}$  simuliert. Vergleicht man das Verhältnis zwischen gelöstem und partikulärem Anteil am Austrag von N und P zeigt sich, dass der mittlere jährliche Anteil von partikulär ausgetragenen N 16% beträgt, während der mittlere jährliche partikuläre Anteil von ausgetragenen P 82% beträgt.

Die simulierten Stickstoffverluste durch Denitrifikation sind stark von der Bodenart abhängig. Während im Falle des Sandes und des lehmigen Sandes sehr geringe mittlere jährliche Denitrifikationsverluste von 0,02 - 5  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$  simuliert werden, wird im Falle des sandigen Lehmes ein mittlerer jährlicher Denitrifikationsverlust von 17 bis 25  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$  simuliert. Wie anhand von Abbildung 7.11 zu sehen ist, findet die Denitrifikation im Verlauf der Regenzeit nicht kontinuierlich statt. Vielmehr tritt die Denitrifikation pulswise auf, wenn nach starken oder längeren Regenereignissen hohe Wassergehalte nahe des Sättigungswassergehaltes erreicht werden.

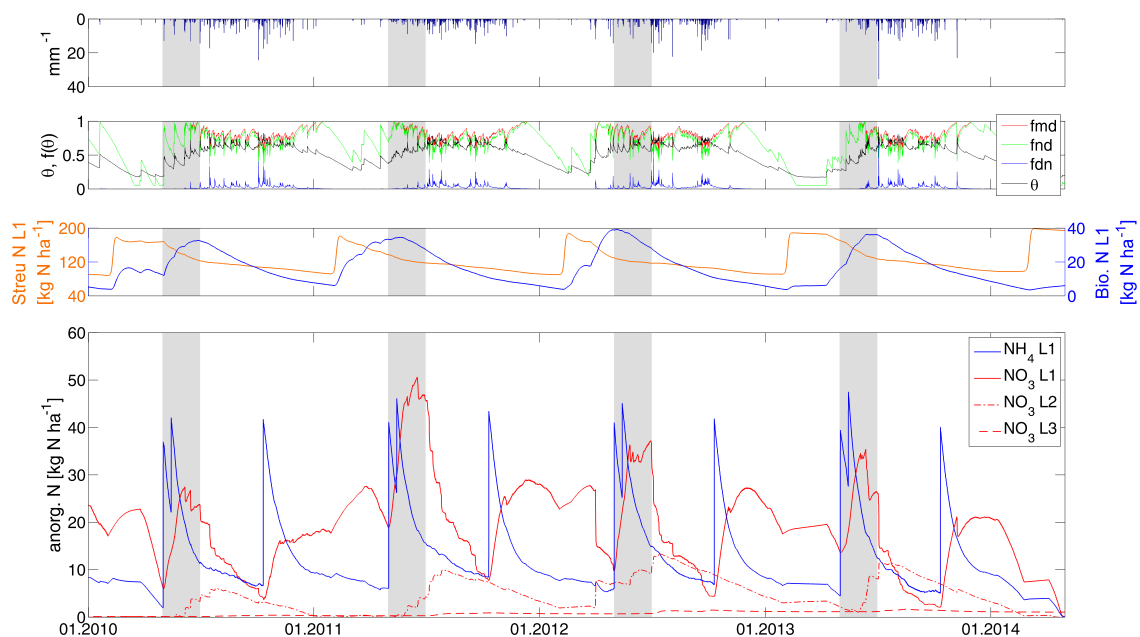
In Abbildung 7.12 wird der Einfluss der Bodenfeuchte auf die simulierte zeitliche Dynamik verschiedener Kompartimente des Stickstoffkreislaufes im Jahresgang gezeigt. Exemplarisch werden dafür die Simulationsergebnisse der häufig auftretenden Landnutzungs-Bodenkombination Kautschuk auf sl (Teilfläche 10) gezeigt. Es werden von oben nach unten die Ganglinien des Gebietsniederschlags [ $mm\ h^{-1}$ ], des absoluten Wassergehaltes  $\theta$  gemeinsam mit den bodenfeuchteabhängigen Umweltfaktoren fmd (Dekomposition), fnd (Nitrifikation) und fdn (Denitrifikation), der Stickstoff im Streukompartiment und in dem biomasse-assoziierten N-Kompartiment in der ersten Bodenschicht L1 sowie  $NH_4 - N$  in der Bodenschicht L1 und  $NO_3 - N$  in den Bodenschichten L1-L3 (L1 = 0-30, L2 = 30-60, L3 = 90-120 cm) [ $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] dargestellt. Die Konzentration von mineralischen Stickstoff im Boden wird stark durch die saisonale Variation der Bodenfeuchte beeinflusst. Die zeitliche Dynamik der  $NH_4$ - und  $NO_3$ -Konzentration ist das Ergebnis des zeitlichen Zusammenspiels der Stickstoffeinträge aus der Mineralisation, aus Dünger und aus der Atmosphäre, der Stickstoffausträge durch Pflanzenaufnahme, Auswaschung und Immobilisierung sowie der Transformationsprozesse, wie z.B. Nitrifikation und



**Abb. 7.11:** Vergleich der simulierten zeitlichen Dynamik der Ganglinien der bodenfeuchteabhängigen Umweltfaktoren  $fmd$  (Dekomposition),  $fnd$  (Nitrifikation) und  $fdn$  (Denitrifikation) des CNP-Modells in Abhängigkeit des relativen Wassergehaltes  $\theta$  und dominanten Bodenarten (s, SI und Ls). Im Fall des Wassergehaltes zeigt die gestrichelte Linie jeweils den Wassergehalt bei Feldkapazität an. Für die Darstellung wurde exemplarisch die Teilfläche 10 ausgewählt (Landnutzung der ausgewählten Hydrotope = Kautschuk). Zusätzlich wird der Gebietsniederschlag [ $mm\ h^{-1}$ ] gezeigt.

#### Denitrifikation.

Naturbedingt treten die größten mineralischen Stickstoffkonzentrationen in den sommerfeuchten Tropen beim Übergang von der Trockenzeit in die Regenzeit auf. Die Akkumulation von mineralischem Stickstoff während dieser Zeit ist die Folge einer erhöhten mikrobiellen Aktivität aufgrund günstiger Bodenwassergehalte und verfügbarem Substrat. Da die N-Akkumulation während der Übergangszeit die Pflanzenaufnahme zu Beginn der Vegetationszeit häufig übersteigt, ist die Gefahr einer N-Verlagerung in tiefere Bodenschichten bzw. in das Grundwasser besonders hoch (Wong and Nortcliff, 1995). Diese Beobachtung wird durch das Modell gut simuliert. Wie durch die simulierten bodenfeuchteabhängigen Umweltfaktoren  $fmd$  und  $fnd$  gezeigt wird, entsteht beim Übergang von der Trocken- zur Regenzeit in den Monaten Mai bis Juli ein Zeitfenster in dem ein idealer Bodenwassergehalt für die Dekomposition und die Nitrifikation vorliegt.  $fmd$  und  $fdn$  nehmen in diesem Zeitfenster hohe Werte an und liegen häufig in einem Bereich von 0,8 bis 1. Gleichzeitig liegt in diesem Zeitfenster ausreichend Substrat für die Mineralisierung durch Mikroorganismen in Form von Streu vor, das sich mit der Vegetationsruhe im Verlauf der vorangegangenen Trockenzeit gebildet hat. Im Falle von Kautschuk setzt der Laubfall im Verlauf des Februars ein. Die neue Vegetationsphase startet, je nach Feuchteangebot, im Verlauf von April bis Mai. Des Weiteren ist es üblich, dass zu Beginn der Vegetationsphase gedüngt wird, im Falle von Kautschuk Anfang



**Abb. 7.12:** Einfluss der Bodenfeuchte auf die simulierte zeitliche Dynamik verschiedener Kompartimente des Stickstoffkreislaufes im Jahresgang. Dargestellt werden von oben nach unten die Ganglinien des Gebietsniederschlags [ $\text{mm h}^{-1}$ ], der absolute Wassergehalt  $\theta$  gemeinsam mit den bodenfeuchteabhängigen Umweltfaktoren  $f_{md}$  (Nitrifikation) und  $f_{nd}$  (Denitrifikation), der Stickstoff im Streukompartiment und in dem biomasse-assoziierten N-Kompartiment in der ersten Bodenschicht L1 sowie  $\text{NH}_4 - \text{N}$  in der Bodenschicht L1 und  $\text{NO}_3 - \text{N}$  in den Bodenschichten L1-L3 (L1 = 0-30, L2 = 30-60, L3 = 90-120 cm). Der grau hinterlegte Bereich kennzeichnet den Übergangsbereich von der Trocken- zur Regenzeit (01.05. - 01.07.) Exemplarisch werden die Simulationsergebnisse von Kautschuk auf SI (Teilfläche 10) gezeigt.

Mai (RIVN, 2012). Da die Bedingungen für die Nitrifikation während der Übergangszeit ebenfalls sehr günstig sind, wird dieser schnell zu Nitrat umgesetzt.

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass die Länge und Intensität der Trockenzeit von großer Bedeutung für das Ausmaß der Anreicherung von mineralischen Stickstoff und somit für die Pflanzenversorgung, aber auch den N-Austrag ist. Die Trockenzeit der Jahre 2010 und 2013 ist ausgeprägt, während die Trockenzeit der Jahre 2011 und 2012 feuchter ist. Besonders in dem Jahr 2013 liegt der Bodenwassergehalt im Oberboden bis Mitte März nahe dem permanenten Welkepunkt, sodass die Mineralisation und die Nitrifikation auf ein Minimum absinkt. Die Hemmung der Dekomposition durch die starke Trockenheit in den Jahren 2010 und 2013 ist deutlich an der Ganglinie der Streu in der Bodenschicht L1 zu erkennen, sodass in diesen Jahren eine geringere Nitrat-Akkumulation in der obersten Bodenschicht L1 simuliert wird. Im Vergleich zu den feuchten Jahren 2011 und 2012 ist zu erkennen, dass die simulierte Auswaschung von Nitrat in die tieferen Bodenschichten L2 und L3 geringer ausfällt.

Anhand der Umweltfaktoren  $f_{md}$  und  $f_{nd}$  ist zu erkennen, dass sich beim Übergang von der Regen- zur Trockenzeit (Oktober bis Dezember) ein ähnlich günstiges Zeitfenster für die Dekomposition und Nitrifikation ausbildet. Jedoch ist zu diesem Zeitpunkt kaum leicht zersetzbares Substrat vorhanden, sodass keine übermäßig starke Mineralisation von Stickstoff festzustellen ist. Anfang Oktober wird die zweite mineralische N-Düngung auf Kautschuk vorgenommen. Daher liegt in diesem für die Nitrifikation günstigen

Zeitfenster viel Ammonium in der oberen Bodenschicht ( $L_1$ ) vor. Folglich wird während dieser Zeit eine Akkumulation von Nitrat simuliert.

Da keine Feldversuche als Referenz für die Kalibrierung der Umsatzprozesse im Thi Vai Einzugsgebiet vorliegen, konnten die Ergebnisse der Modellierung der Umsatzprozesse im Boden nur anhand der Ergebnisse anderer Studien unter ähnlichen Bedingungen diskutiert werden. Die vorangegangenen Ausführungen haben gezeigt, dass die simulierten mittleren jährlichen Umsatzprozesse im Boden sowie die zeitliche Dynamik von Prozessen wie der Mineralisation, Nitrifikation und der N-Auswaschung in einem realistischen Bereich liegen, wie sie unter ähnlichen klimatischen Bedingungen im Rahmen anderer Studien aufgezeigt wurden.

### 7.2.2 Kalibrierung der Wasserqualität des Teileinzugsgebietes Bung Mon

Die Kalibrierung der Wasserqualität des Teileinzugsgebietes Bung Mon wurde unter Verwendung der neu in PANTA RHEI WQ implementierten Teilmodule durchgeführt. Die Kalibrierung erfolgte für den Zeitraum vom 15.03.2013 bis 30.09.2014. Die im Rahmen der Kalibrierung verwendeten Parameter mit den kalibrierten Parameterwerten sind in Tabelle F.4 im Anhang aufgeführt. Neben den Messungen aus dem eigenen Monitoringprogramm wurden zusätzliche Messungen verwendet, die von der lokalen Umweltbehörde DONRE in den Jahren 2013 und 2014 an der gleichen Messstelle aufgenommen wurden.

Die Ergebnisse der Kalibrierung der Wasserqualität des Teileinzugsgebietes Bung Mon sind in Abbildung 7.13 und 7.14 für den Simulationszeitraum vom 15.03.2013 bis 30.09.2014 in einer zeitlichen Auflösung von 3h dargestellt. In Abbildung 7.13 werden die Ergebnisse für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe  $TSS$ , Gesamt-Phosphor  $TP$ , gelöstes Phosphat  $PO_4$  und gelöster Sauerstoff  $DO$  gezeigt. In Abbildung 7.14 sind die Ergebnisse für die Parameter Ammonium  $NH_4$ , Nitrit  $NO_2$ , Nitrat  $NO_3$  und Gesamt-Stickstoff  $TN$  dargestellt. Es werden sowohl Fracht- als auch Konzentrationsganglinien im Vergleich zu den beobachteten Frachten und Konzentrationen gezeigt. Zusätzlich wird der beobachtete und simulierte Abfluss gezeigt, um eine bessere Bewertung der simulierten Frachten und Konzentrationen zu ermöglichen. Die Bewertung der simulierten Frachten und Konzentrationen erfolgt anhand eines visuellen Vergleichs der simulierten mit den beobachteten Frachten sowie anhand der Gütekriterien  $R^2$ ,  $E$ ,  $PBIAS$  und  $RSR$  (siehe Kapitel 6.2).

Der visuelle Vergleich und die Gütekriterien zeigen, dass die zeitliche Dynamik der Frachten der betrachteten Stoffe in den meisten Fällen gut simuliert werden. Es ist klar zu erkennen, dass für alle Parameter die Güte der Frachtsimulation deutlich über der der Konzentrationssimulation liegt. Generell spiegeln die simulierten Konzentrationen die zeitliche Dynamik der beobachteten Konzentrationen sowie das mittlere Konzentrationslevel während der Regen- und der Trockenzeit gut wieder. Die geringen Konzentrations-Gütekriterien zeigen jedoch auf, dass im direkten Vergleich einzelne be-

**Tab. 7.4:** Zusammenfassung der simulierten und beobachteten Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter im Teileinzugsgebiet Bung Mon im Kalibrierungszeitraum.

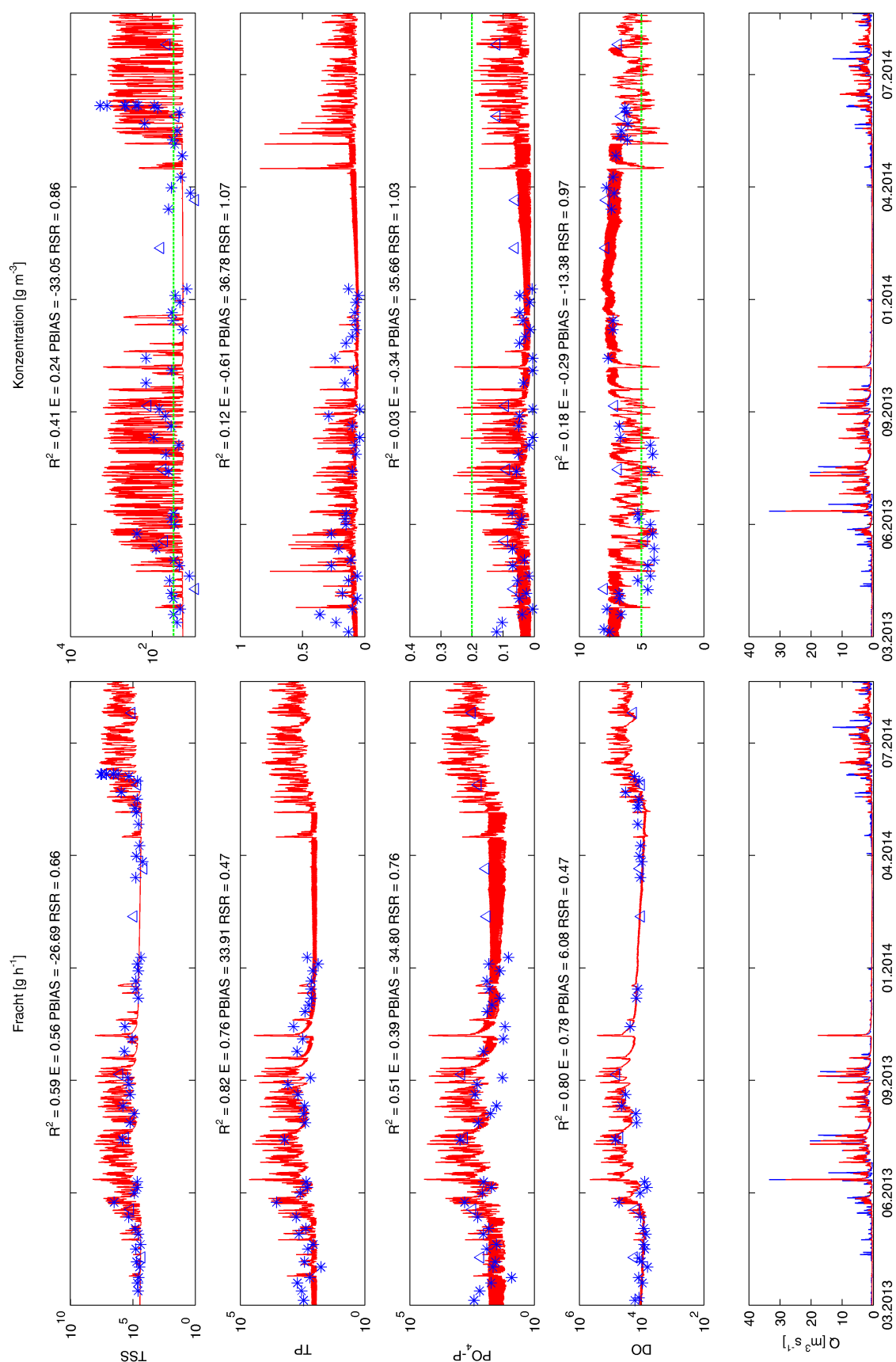
Parameter	Fracht [ $t\ a^{-1}$ ]		Konzentration [ $g\ m^{-3}$ ]	
	Beob.	Sim.	Beb.	Sim.
<i>TSS</i>	14326	17387	125	136
<i>DO</i>	210	226	5.9	6.6
<i>TP</i>	5.1	6.7	0.13	0.1
<i>PO<sub>4</sub> – P</i>	1.8	3.7	0.04	0.05
<i>TN</i>	77	106	2.1	2.0
<i>NO<sub>3</sub> – N</i>	57	61	1.5	1.5
<i>NO<sub>2</sub> – N</i>	0.7	1.3	0.01	0.02
<i>NH<sub>4</sub> – N</i>	10	20	0.29	0.30

obachtete Konzentrationswerte stark über- oder unterschätzt werden. Dies ist zum einen eine direkte Folge der in Kapitel 7.1.1 aufgezeigten Defizite in der Abflusskalibrierung. Zum anderen liegen z.B. keine zeitlich aufgelösten Randbedingungen für häusliches und gewerbliches Abwasser vor, stattdessen müssen konstante Abwasserfrachten angesetzt werden. Wie [Le \(2014\)](#) und [Nguyen and Meon \(2014\)](#) für ein Einzugsgebiet in der benachbarten Provinz Tay Ninh dokumentierten, wird jedoch häufig illegal Abwasser aus überfüllten Abwasserteichen in Fließgewässer abgelassen. Ein weiterer Faktor ist der Mangel an exakten Informationen zum Landmanagement und zur Düngung.

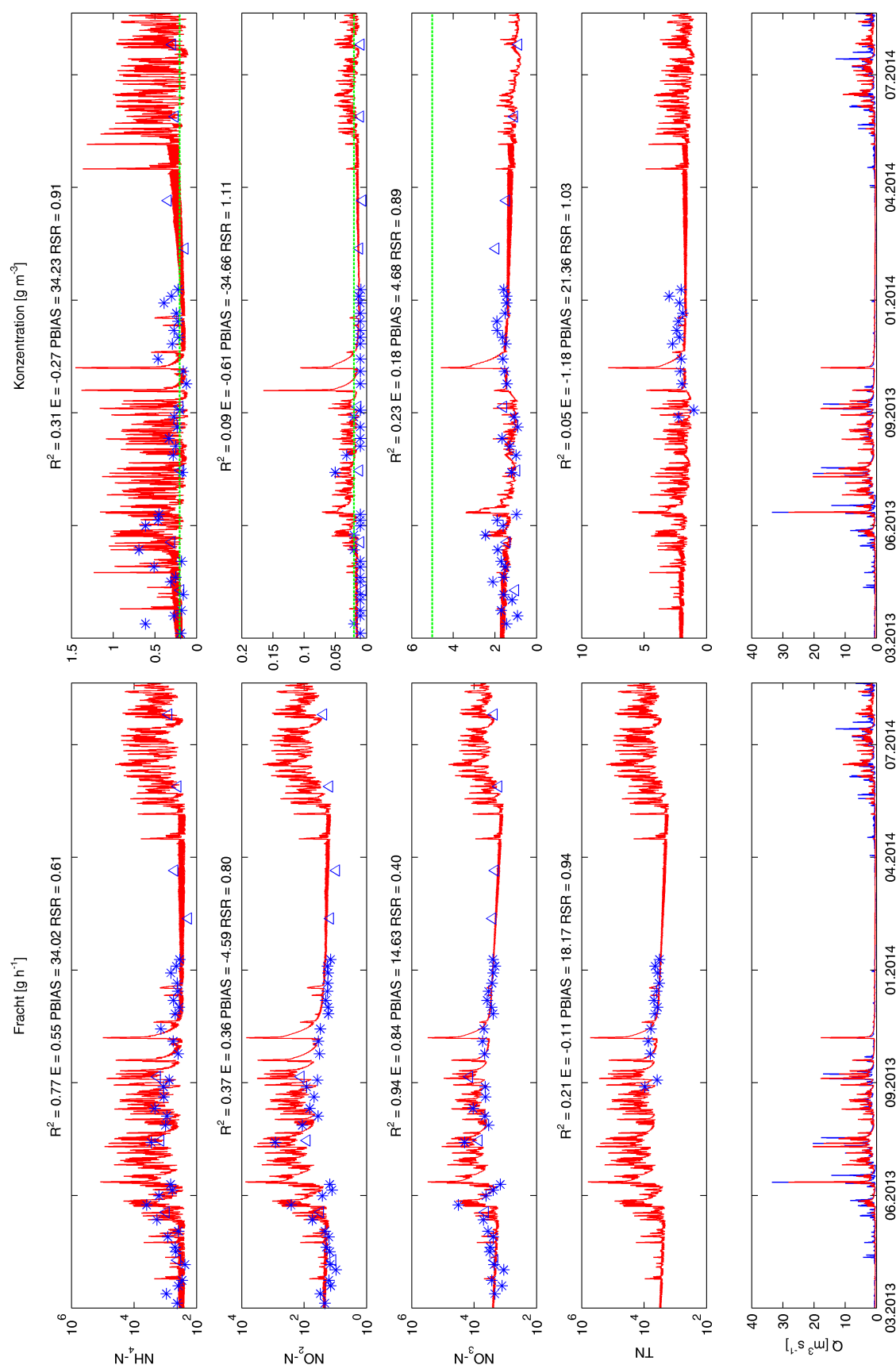
Aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an Messwerten ist eine detaillierte saisonale Betrachtung schwierig, da z.B. für einige Monate nur ein bis zwei Messwerte vorliegen. Während der Trockenzeit stellt sich für alle betrachteten Parameter ein relativ stabiles Konzentrationslevel ein. Im Falle von *TSS* liegt die mittlere Schwebstoffkonzentration bei  $18\ mg\ l^{-1}$ . Da in PANTA RHEI jedes Flussegment eine konstante mittlere Fließgeschwindigkeit aufweist, stellt sich während der Trockenzeit aufgrund des verwendeten Bagnold-Ansatzes eine konstante simulierte *TSS*-Konzentration ein. Während der Regenzeit weist die *TSS*-Konzentration infolge der durch den Oberflächenabfluss angetriebenen Erosion starke Schwankungen auf. Dabei werden einzelne Konzentrationspeaks zum Teil sehr gut getroffen. Wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, werden einige Abflussereignisse jedoch stark über- oder unterschätzt bzw. gar nicht abgebildet. Dies wirkt sich auch negativ auf die Simulation des Parameters *TSS* aus, welcher primär von dem Oberflächenabfluss abhängig ist.

Ein ähnliches Verhalten ist für *NH<sub>4</sub>* und *PO<sub>4</sub>* zu beobachten, deren Transport aufgrund von Sorptionsprozessen stark an den *TSS*-Transport, bzw. an den Oberflächenabfluss gebunden ist. Im Verlauf der Trockenzeit ist ein leichter Anstieg der *NH<sub>4</sub>*- und *PO<sub>4</sub>*-Konzentration zu erkennen. Dieser ist auf die konstante punktuelle Einleitung von Abwasser und den stetig fallenden Abfluss während der Trockenzeit zurückzuführen. Die Schwankungsbreite der *NH<sub>4</sub>*- und *PO<sub>4</sub>*-Konzentration, aber auch der *DO*-Konzentrationen während der Trockenzeit kann gut durch die photosynthetische Aktivität des Periphytons simuliert werden. Jedoch kann der eigentliche Tagesgang auf Grundlage der vorhandenen Daten kaum kalibriert werden. Auch können während der





**Abb. 7.13:** Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien — mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen (\*;  $\Delta$  Messung DONRE) an der Messstelle Bung Mon für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe TSS, Gesamt-Phosphor TP, gelöstes Phosphat  $PO_4$  und gelöster Sauerstoff DO (— Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Zusätzlich werden die simulierten — und beobachteten — Abflussganglinien Q gezeigt.



**Abb. 7.14:** Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien — mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen (\*;  $\Delta$  Messung DONRE) an der Messstelle Bung Mon für die Parameter Ammonium  $NH_4$ , Nitrit  $NO_2$ , Nitrat  $NO_3$  und Gesamt-Stickstoff  $TN$  (— Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Zusätzlich werden die simulierten — und beobachteten — Abflussganglinien  $Q$  gezeigt.

Trockenzeit stark abweichende Konzentrationen, welche vermutlich von einer erhöhten Abgabe von gewerblichen oder häuslichem Abwasser herrühren, nicht simuliert werden, da für diese nur mittlere Schätzwerte vorliegen.

Im Falle von gelöstem Sauerstoff sind während der Trockenzeit hohe  $DO$ -Konzentrationen zu beobachten, welche im Bereich der Sättigungskonzentration und zum Teil sogar über dieser liegen. Die hohe Sauerstoffsättigung während der Trockenzeit kann durch das Modell gut wiedergegeben werden. Sie ist zum einen auf eine relativ hohe Belüftungsrate, welche aus den niedrigen Wasserständen resultiert, und zum anderen auf die photosynthetische Aktivität des Periphytons zurückzuführen. Während der Regenzeit schwankt die beobachtete Sauerstoffkonzentration zwischen etwa  $4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  und der Sättigungssauerstoffkonzentration. Besonders im Übergang von der Regenzeit zur Trockenzeit ist ein Einbrechen der Sauerstoffkonzentration zu beobachten. Dies ist vermutlich auf zwei gegensätzlich wirkende Effekte zurückzuführen. Zum einen kommt es zu Beginn der Regenzeit mit den ersten Regenereignissen zu einem „First-Flush“ Effekt von den das Gewässer umgebenden Siedlungsflächen. Bei diesen „First-Flush“ Ereignissen wird organisches Material, welches sich über Monate während der Trockenzeit im Kanalisationsnetz akkumuliert hat, in den angrenzenden Vorfluter geschwemmt. Zum anderen kommt es zu einem Einbruch der Periphytonpopulation und damit zu einem Rückgang der Belüftung durch Photosynthese, wenn die stabilen hydraulischen Verhältnisse, die während der Trockenzeit herrschen, gestört werden (siehe Kapitel 2.2.3.5). Generell kann diese Dynamik mit dem im Modell implementierten „Build Up- Wash Off“ Ansatz gut wiedergegeben werden. Da jedoch der Abfluss und insbesondere die ersten Abflussereignisse während der Regenzeit tendenziell durch das Modell unterschätzt werden, wird auch der Sauerstoffeinbruch während der Übergangsmonate (April, Mai und Juni) unterschätzt (siehe Kapitel 7.1.1).

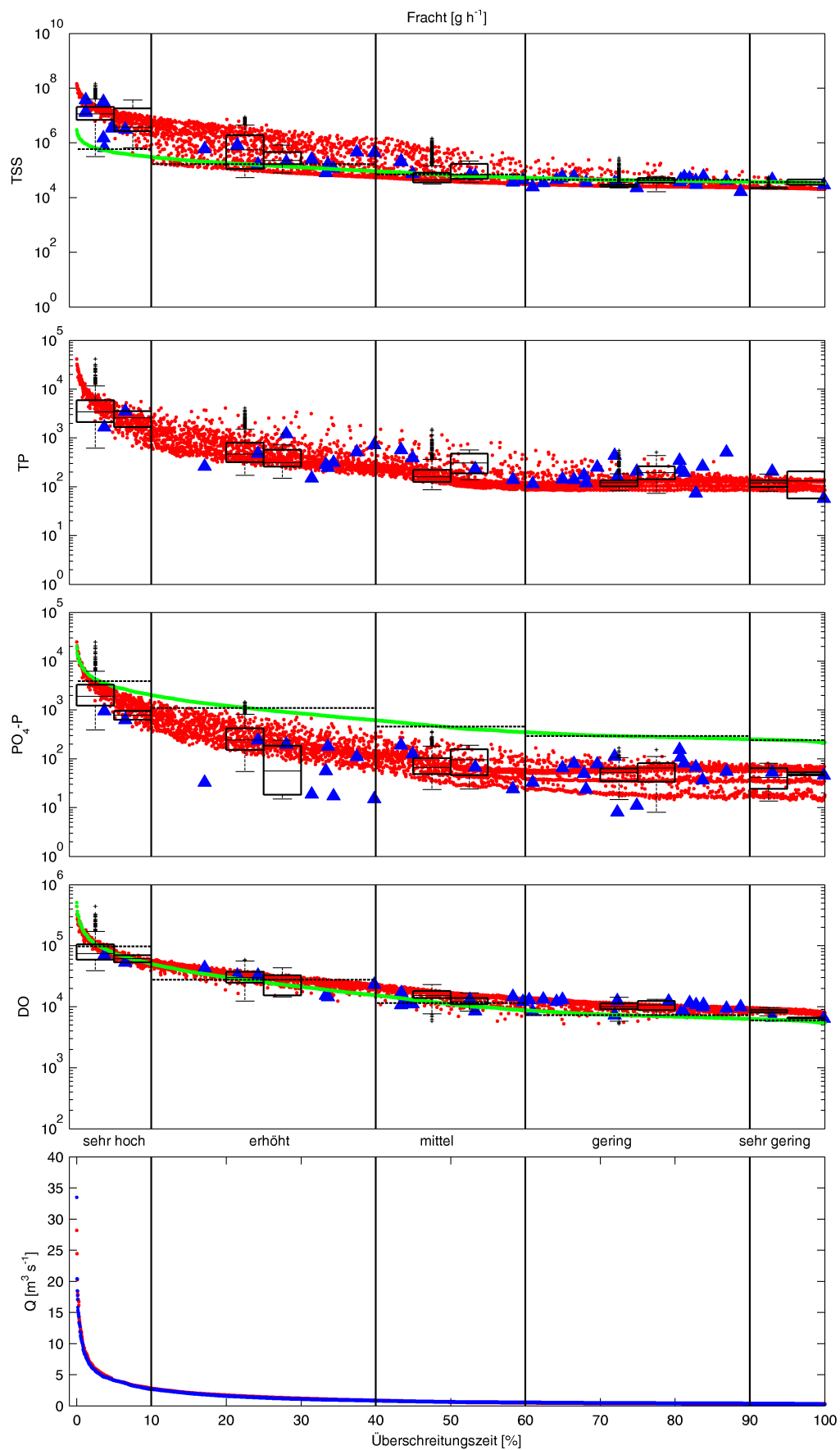
Der Verlauf der Nitratkonzentration steht im engen Zusammenhang mit den Düngeterminen der Kautschukplantagen im Mai und Oktober, welche die dominante Landnutzungsform im Bung Mon Einzugsgebiet darstellen. Der Gang der Nitratkonzentration kann mit dem Modell gut nachgebildet werden. Während der Trockenzeit liegt eine relativ stabile mittlere Konzentration von etwa  $1,5 \text{ mg NO}_3 - \text{N l}^{-1}$  vor. Zu Beginn der Regenzeit ist, mit dem Einsetzen der ersten Abflussereignisse im Juni, ein kurzzeitiger Anstieg der Nitratkonzentration zu beobachten. Dieser Anstieg ist auf die vorangegangene Düngung, der das Einzugsgebiet dominierenden Kautschukplantagen, im Mai zurückzuführen, welche zu einer Anreicherung des Oberbodens mit Nitrat führt. Personalbedingt wurde das Hochwasserereignis am 03.07.2013 (das höchste Abflussereignis 2013) nicht beprobt. Im Zusammenhang mit diesem Hochwasserereignis wurde ein erhöhter Nitrataustrag simuliert. Im weiteren Verlauf der Regenzeit ist in den Monaten Juli, August und September ein Absinken der mittleren Nitratkonzentration auf etwa  $0,96 \text{ mg NO}_3 - \text{N l}^{-1}$  festzustellen. Dieses Absinken der mittleren Nitratkonzentration ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass der Oberboden in Folge von Pflanzenaufnahme und Auswaschung an Nitrat verarmt. In Folge dessen ist der Direktabfluss im Verlauf der Regenzeit immer

weniger mit Nitrat angereichert. Im Oktober steigt die Nitratkonzentration wieder auf eine relativ stabile mittlere Konzentration von etwa  $1,5 \text{ mg NO}_3 - \text{N l}^{-1}$  an, wenn der Einfluss des an Nitrat ärmeren Direktabflusses hinter den des Nitrat reicheren Basisabflusses fällt. Am 07.11.2013 wird im Zusammenhang mit dem ebenfalls nicht beprobten, letzten großen Hochwasserereignis im Jahr ein erhöhter Nitrataustrag simuliert. Dieser steht im Zusammenhang mit der zweiten Kautschukdüngung Mitte Oktober.

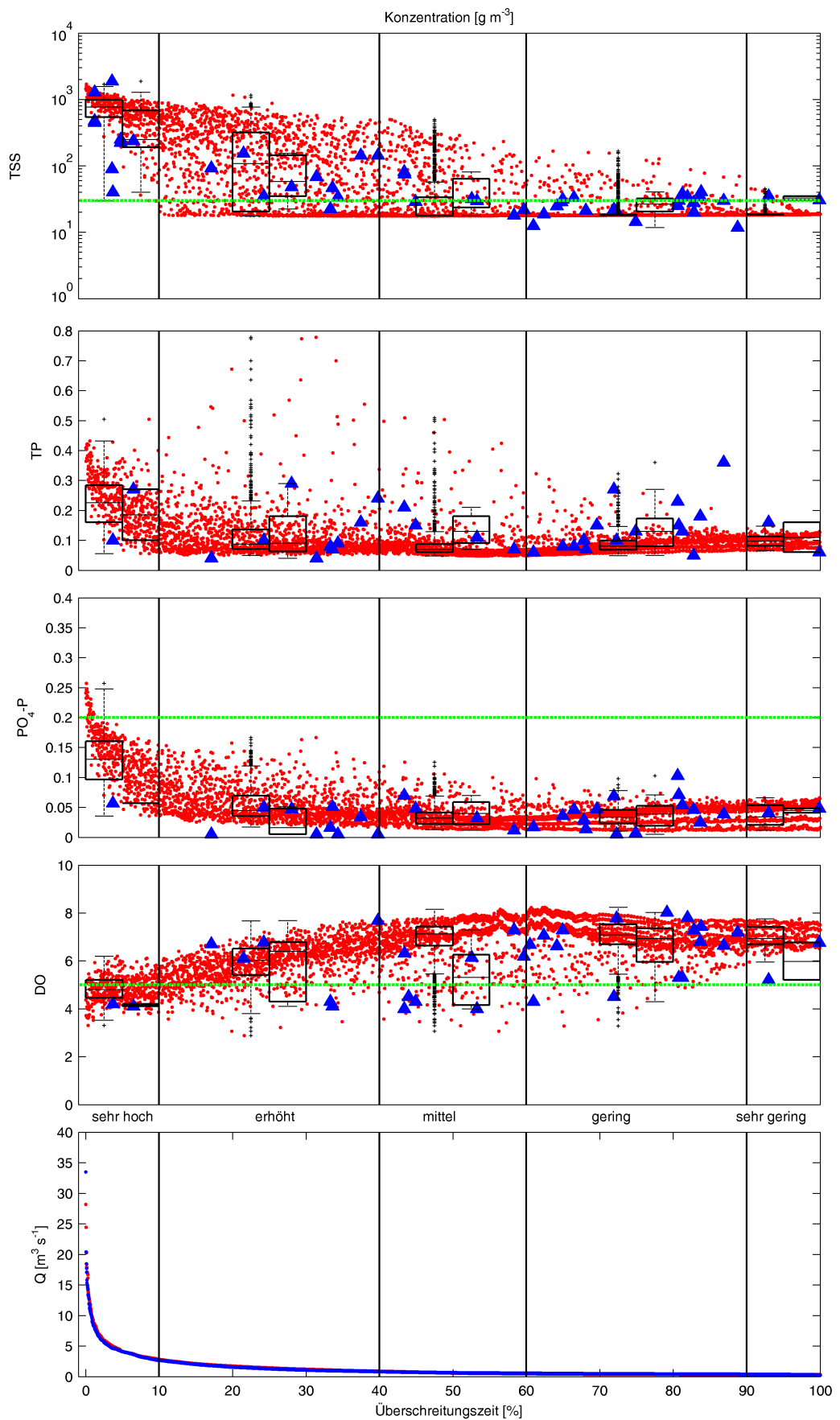
Im Falle von Nitrit wurden über den gesamten Beobachtungszeitraum niedrige Nitritkonzentrationen gemessen, die in den meisten Fällen im Bereich der Nachweisgrenze von  $0,02 \text{ mg NO}_2 - \text{N l}^{-1}$  lagen. Dies ist insbesondere während der Trockenzeit der Fall. In der Regenzeit wurden einzelne erhöhte Nitritkonzentrationen gemessen. Während der Regenzeit überschätzt die simulierte Nitritkonzentration die beobachtete Nitritkonzentration leicht. Am 18.10 und am 07.11.2013 wird ein erhöhter Nitritaustrag simuliert. Dieser steht im Zusammenhang mit der Düngung der Kautschukplantagen im Oktober. In Folge von Nitrifikationsprozessen ist anschließend die Nitritkonzentration im Boden erhöht. Ob es sich hierbei um ein Simulationsartefakt handelt, kann aufgrund fehlender Messwerte nicht überprüft werden.

In Tabelle 7.4 sind die simulierten und beobachteten Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter im Teileinzugsgebiet Bung Mon zusammengefasst. Die Schätzung der Jahresfracht wurde anhand der Abflusskorrigierten-Standardmethode nach Hilden (2003) durchgeführt. Für die meisten der betrachteten Parameter stimmen die simulierten und beobachteten Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen gut überein. Eine starke Abweichung der simulierten und der beobachteten Frachten ist insbesondere für die Parameter  $\text{NH}_4$  und  $\text{PO}_4$  zu beobachten. Diese Parameter sind stark positiv mit dem Oberflächenabfluss korreliert und werden vornehmlich sorbiert an Sedimentpartikeln transportiert. Ein Großteil der Jahresfracht wird häufig während einiger großer Hochwasserereignisse transportiert (siehe Kapitel 2.2). Wie bereits in Kapitel 5.3.2 erläutert, umfassen die Messwerte für  $\text{NH}_4$  und  $\text{PO}_4$  im Betrachtungszeitraum jedoch keine Messungen bei erhöhten Abflüssen. Im Rahmen der Abflusskorrigierten-Standardmethode findet zwar eine Korrektur der geschätzten Frachten mittels des Abflusses statt, jedoch ist diese nur linear. Im Gegensatz zu  $\text{PO}_4$  und  $\text{NH}_4$  liegen für TSS Messwerte von einem Abflussereignis vor, das am 25.06.2014 beprobt wurde (siehe Kapitel 5.3.2). Würde man diese Messwerte aus der Frachtberechnung ausschließen, würde sich eine geschätzte beobachtete TSS-Fracht von  $2820 \text{ ta}^{-1}$  ergeben (um den Faktor 6 kleiner). Es ist daher davon auszugehen, dass die geschätzte beobachtete Jahresfracht von  $\text{PO}_4$  und  $\text{NH}_4$  die tatsächliche Jahresfracht auf eine ähnliche Art und Weise unterschätzt.

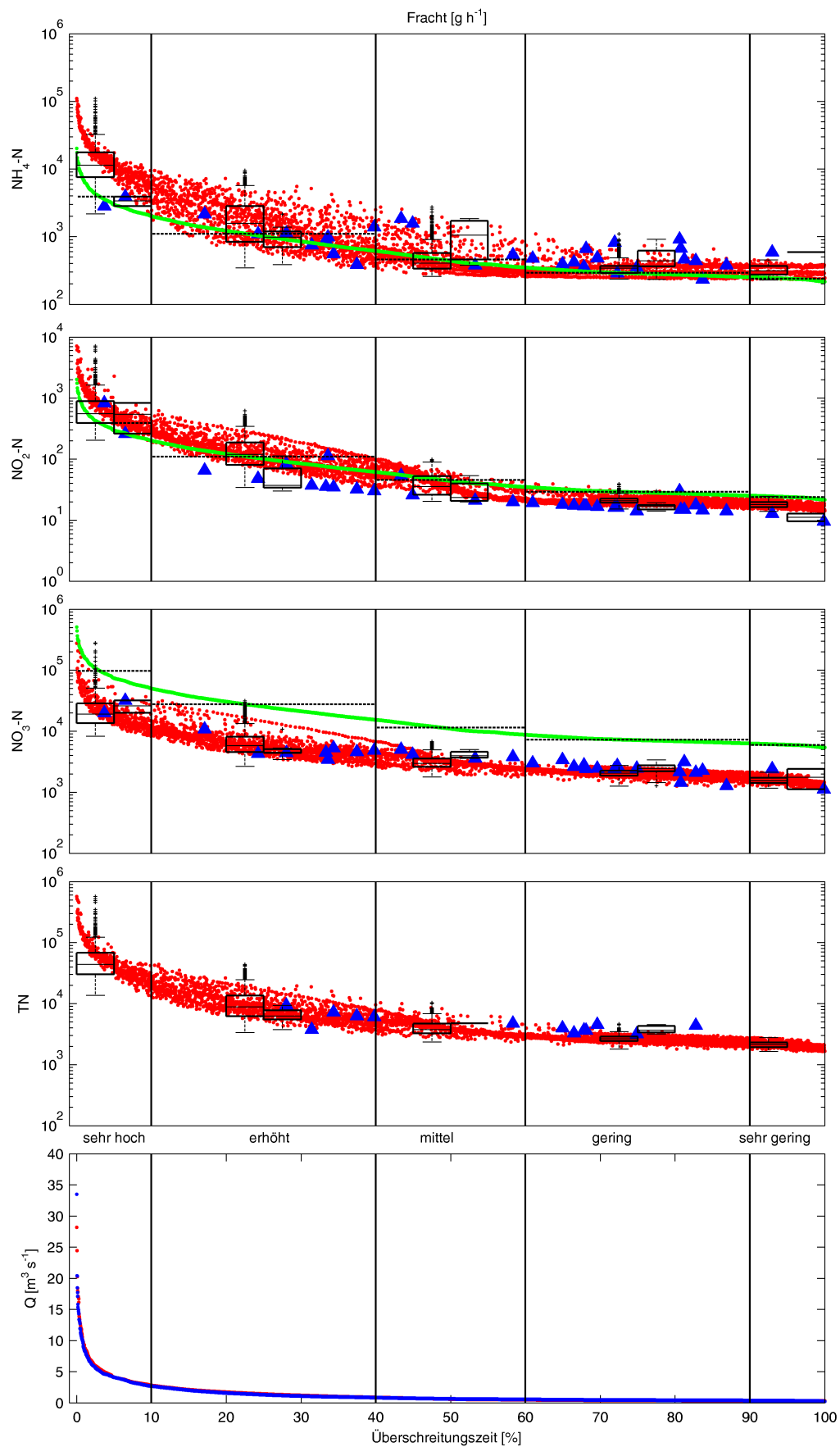
Die Betrachtung der Frachtganglinien hat gezeigt, dass die zeitliche Dynamik der Frachten der betrachteten Stoffe gut simuliert werden kann. Die Betrachtung der Konzentrationsganglinien hingegen zeigt, dass die grundlegende Dynamik der Konzentration der betrachteten Wasserqualitätsparameter im Jahresgang vergleichsweise zufriedenstellend nachgebildet werden kann. Im direkten Vergleich werden jedoch ein Großteil der



**Abb. 7.15:** Vergleich der simulierten ● und beobachteten ▲ Frachtdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe *TSS*, Gesamt-Phosphor *TP*, gelöstes Phosphat *PO<sub>4</sub>* und gelöster Sauerstoff *DO* (— Grenzfracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2; ··· mittlere Grenzfracht über die jeweilige Abflusszone). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links ) und beobachteten Daten (rechts ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten ● und beobachteten ● Abflussdauerlinien *Q* gezeigt.

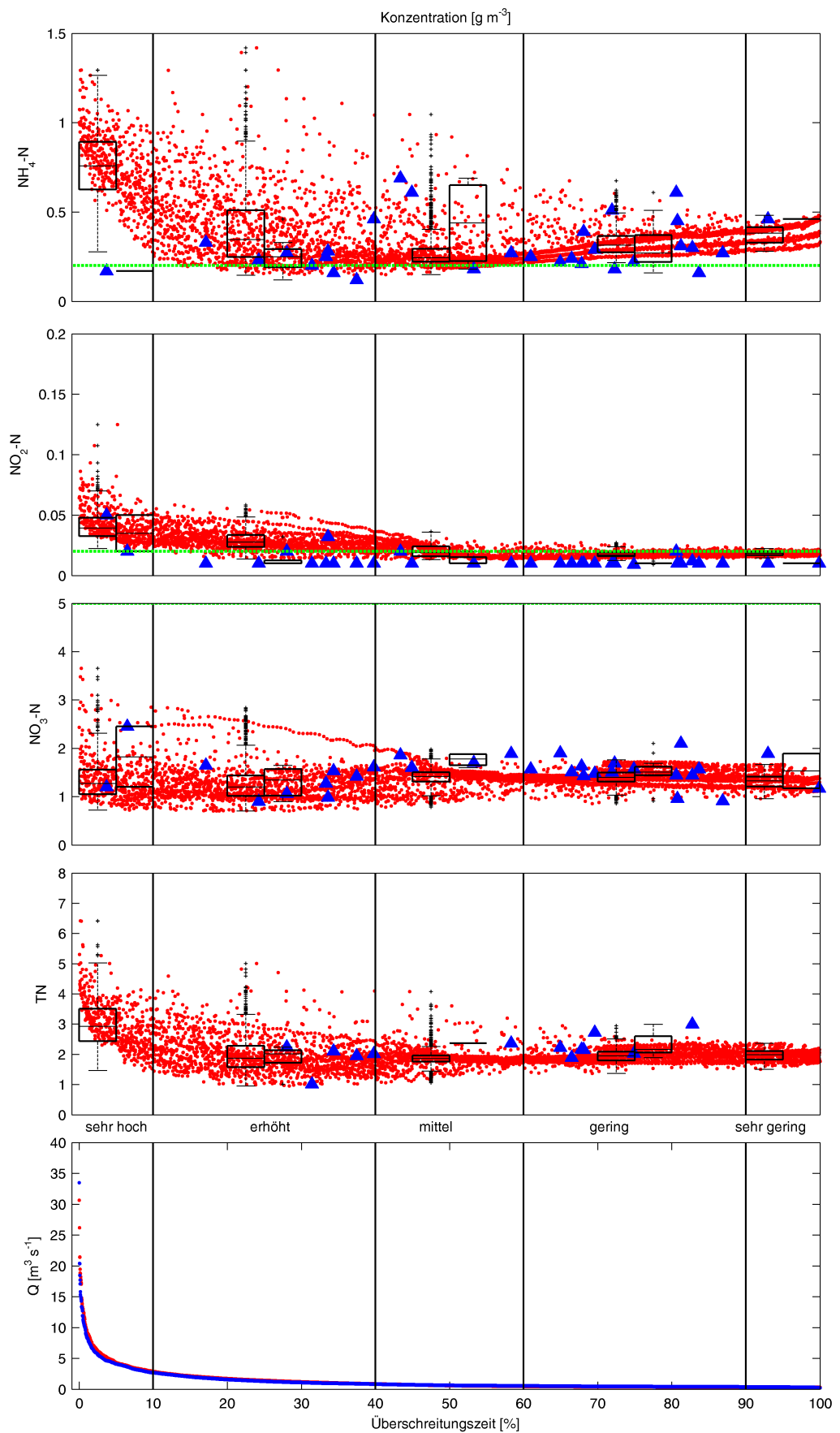


**Abb. 7.16:** Vergleich der simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\blacktriangle$  Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe TSS, Gesamt-Phosphor TP, gelöstes Phosphat  $\text{PO}_4$  und gelöster Sauerstoff DO ( $\cdots$  Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links  $\square$ ) und beobachteten Daten (rechts  $\square$ ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\bullet$  Abflussdauerlinien Q gezeigt.



**Abb. 7.17:** Vergleich der simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\blacktriangle$  Frachtdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter Ammonium  $NH_4$ , Nitrit  $NO_2$ , Nitrat  $NO_3$  und Gesamt-Stickstoff  $TN$  ( $\bullet$   $\cdot$   $\cdot$  Grenzfracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2;  $\bullet$   $\cdot$   $\cdot$  mittlere Grenzfracht über die jeweilige Abflusszone). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links  $\square$ ) und beobachteten Daten (rechts  $\square$ ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\bullet$  Abflussdauerlinien  $Q$  gezeigt.





**Abb. 7.18:** Vergleich der simulierten ● und beobachteten ▲ Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter Ammonium  $\text{NH}_4$ , Nitrit  $\text{NO}_2$ , Nitrat  $\text{NO}_3$  und Gesamtstickstoff  $\text{TN}$  (⋯ Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links ) und beobachteten Daten (rechts ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten ● und beobachteten ● Abflussdauerlinien  $Q$  gezeigt.

beobachteten Konzentration zum Teil stark über- oder unterschätzt. Die im Rahmen der Kalibrierung betrachteten Parameter sind in den Abbildungen 7.16 und 7.18 in Form des „Duration Curve Concepts“ dargestellt (siehe Kapitel 5.3.2). An der Messstelle Bung Mon wurden in Bezug auf den vietnamesischen Standard insbesondere die Parameter *TSS*, *NH<sub>4</sub>* und *DO* als kritisch bewertet. Es ist ersichtlich, dass der Median und die Schwankungsbreite der beobachteten Frachten und Konzentrationen der betrachteten Parameter in den 5 Abflusszonen in den meisten Fällen gut abgebildet werden. Auch wenn in dieser Darstellungsform der zeitliche Aspekt verloren geht, ist diese Art der Darstellung sehr nützlich, um die Auswirkung von verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien auf die Wasserqualität über die verschiedenen Abflusszonen darzustellen und zu bewerten.

### 7.2.3 Kalibrierung der Wasserqualität der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Kalibrierung der Wasserqualität der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac vorgestellt. Ebenso wie für das Teileinzugsgebiet Bung Mon erfolgte die Kalibrierung für den Zeitraum vom 15.03.2013 bis 30.09.2014. Für die Messstelle Cau Vac lagen neben den Messungen aus dem eigenen Monitoringprogramm ebenfalls zusätzliche Messungen der lokalen Umweltbehörde DONRE aus den Jahren 2013 und 2014 vor, die an der gleichen Messstelle aufgenommen wurden. Für die Messstelle Suoi Ca sind vom DONRE keine Messungen vorhanden.

Anhand der Abflussdauerlinien konnte gezeigt werden, dass das Abflussspektrum der beiden Teileinzugsgebiete zufriedenstellend abgebildet werden kann. Die Bewertung der Kalibrierung der Abflussganglinie anhand der verwendeten Gütekriterien zeigt aber nur eine befriedigende bis ausreichende Kalibrierung der zeitlichen Dynamik der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac auf (siehe Kapitel 7.1.2). Das Hauptproblem bei der Abflusskalibrierung der beiden Teileinzugsgebiete ist die geringe Dichte an verfügbaren Niederschlagsstationen. Diese liegen außerhalb der betrachteten Teileinzugsgebiete und weisen eine geringe Korrelation untereinander auf. Daher werden im Verlauf der Regenzeit einige Abflussereignisse gar nicht erfasst und andere Abflussereignisse überschätzt. Bei dem Teileinzugsgebiet Suoi Ca kommt erschwerend hinzu, dass der Abfluss in dem Teileinzugsgebiet stark durch zwei Reservoirs kontrolliert wird, über dessen Betriebsregeln wenig bekannt ist. Ein weiteres Problem war der Verlust des Wasserstandsdatenloggers an der Messstelle Suoi Ca durch Diebstahl, sodass eine Datenlücke während der Regenzeit entstand.

Diese Defizite in der Abflusskalibrierung wirken sich natürlich auf die Güte der Kalibrierung der zeitlichen Dynamik der Wasserqualitätsparameter aus. Besonders problematisch ist dies in Bezug auf die Kalibrierung der zeitlichen Dynamik der Konzentrationganglinien. Daher war es bei der Kalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac das Ziel, zumindest den qualitativen Verlauf der beobachteten Frachten und Konzentrationen im Jahresgang möglichst gut nachzubilden, sodass die simulierten

Frachten und Konzentrationen das beobachtete Fracht- bzw. Konzentrationsspektrum wiedergeben. Bei der folgenden Betrachtung der Ergebnisse der Kalibrierung der Wasserqualität der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac steht daher die Darstellung der Ergebnisse nach dem „Duration Curve Concept“ im Vordergrund (siehe Kapitel 7.2.2).

Die Ergebnisse der Kalibrierung der Wasserqualität des Teileinzugsgebietes Cau Vac sind in den Abbildungen 7.19 und 7.20 sowie für Suoi Ca in Abbildungen 7.23 und 7.24 in Form von Fracht- und Konzentrationsganglinien für den Simulationszeitraum vom 15.03.2013 bis 30.09.2014 in einer zeitlichen Auflösung von 3h dargestellt. In Tabelle 7.5 sind die simulierten und die beobachteten mittleren Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac zusammengefasst. Aufgrund der großen Datenlücke in den Abflussdaten wird für das Teileinzugsgebiet Suoi Ca nur die simulierte mittlere Jahresfracht gezeigt.

**Tab. 7.5:** Zusammenfassung der simulierten und beobachteten Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter in den Teileinzugsgebieten Suoi Ca und Cau Vac im Kalibrierungszeitraum.

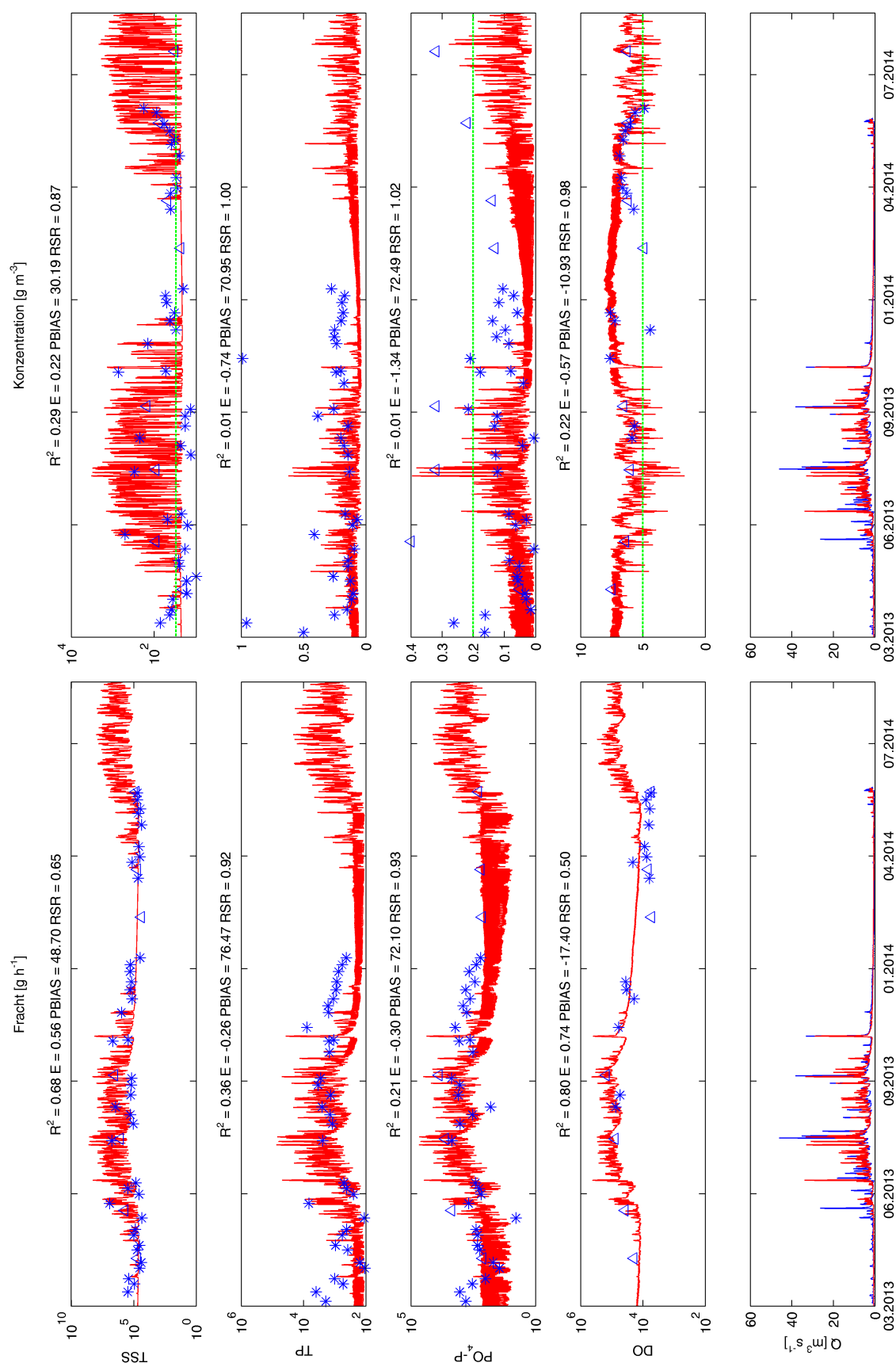
Parameter	Cau Vac				Suoi Ca		
	Fracht [ $t\ a^{-1}$ ]		Konzentration [ $g\ m^{-3}$ ]		Fracht [ $t\ a^{-1}$ ]		Konzentration [ $g\ m^{-3}$ ]
	Beob.	Sim.	Beb.	Sim.	Sim.	Beb.	Sim.
<i>TSS</i>	10080	44068	87	165	73782	62	199
<i>DO</i>	459	423	6.4	6.6	889	6.19	6.50
<i>TP</i>	18	13	0.25	0.10	25	0.15	0.11
<i>PO<sub>4</sub> – P</i>	9.8	7.9	0.12	0.05	13	0.07	0.05
<i>TN</i>	178	227	2.4	2.1	389	1.7	1.8
<i>NO<sub>3</sub> – N</i>	117	127	1.5	1.5	233	1.0	1.3
<i>NO<sub>2</sub> – N</i>	11	10	0.12	0.072	5.7	0.03	0.03
<i>NH<sub>4</sub> – N</i>	26	42	0.28	0.31	73	0.25	0.28

In Anbetracht der geringen erreichten Bewertungskenngrößen (z.B. Nash-Sutcliffe Efficiency) der Abflusskalibrierung, werden in Bezug auf die Frachten für die Parameter *TSS*, *DO*, *NH<sub>4</sub>*, *NO<sub>2</sub>* und *NO<sub>3</sub>* an der Messstelle Cau Vac akzeptable Kenngrößen für die Wasserqualität erzielt. Die beobachtete Jahresfracht und die mittleren Konzentrationen werden für diese Parameter durch das Modell gut wiedergegeben. Für die Parameter *TP* und *PO<sub>4</sub>* fallen die Gütekriterien schlechter aus. Auch die Jahresfracht und die mittleren Konzentrationen von *TP* und *PO<sub>4</sub>* werden unterschätzt. Betrachtet man die Ganglinien genauer, ist festzustellen, dass die zeitliche Dynamik der Parameter *TP* und *PO<sub>4</sub>* während der Regenzeit gut wiedergegeben wird. Der Übergang von der Regenzeit zur Trockenzeit (Ende November und Dezember) erweist sich jedoch als kritischer Zeitraum. Hier werden die simulierten Konzentrationen von *TP* und *PO<sub>4</sub>* gegenüber den beobachteten Konzentrationen stark unterschätzt. Während die simulierten *TP*- und *PO<sub>4</sub>*-Konzentrationen im Verlauf der Trockenzeit zunächst abfallen, bleiben die beobachteten *TP*- und *PO<sub>4</sub>*-Konzentrationen auf einem relativ hohen Niveau. Vergleicht man dieses Konzentrationsniveau mit dem mittleren beobachteten Konzentrationsniveau der vorangegangenen Trockenzeit, liegt dieses fast doppelt so hoch. Auch im Falle der übrigen Wasserqualitätsparameter werden die beobachteten Konzentrationen im Dezember durch die simulierten Konzentrationen unterschätzt, jedoch nicht so stark.

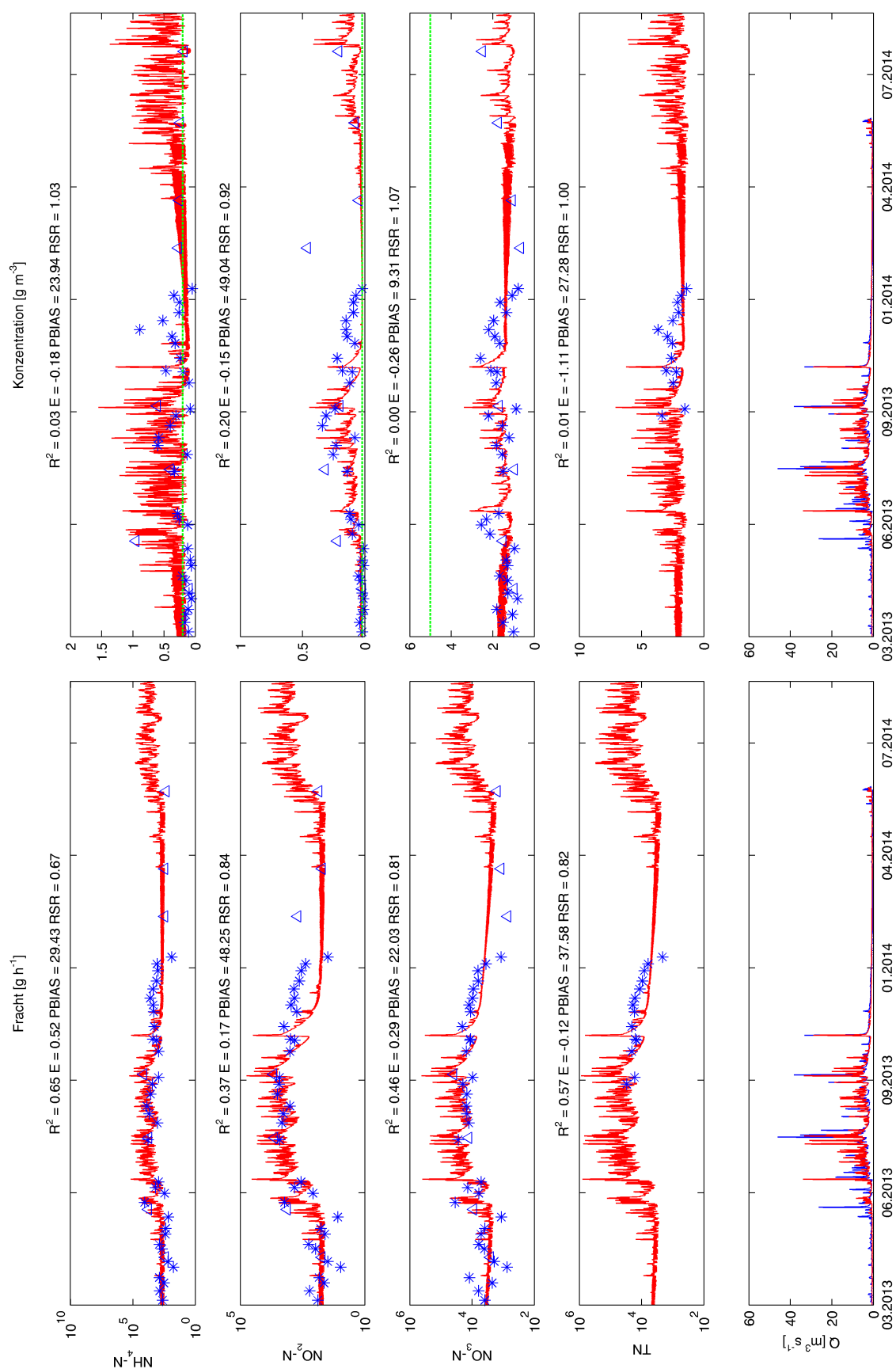
Die Konzentrationen sinken wieder auf ein Niveau ab, das dem der vorangegangenen Trockenzeit entspricht. Im Dezember gab es noch ein mittleres Abflussereignis, das anhand der vorhandenen Niederschlagsdaten jedoch nicht vom Modell abgebildet wird. Anhand dieses Abflussereignisses ist das vorübergehende Ansteigen der beobachteten Konzentrationen von  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$  und  $TN$  gut zu erklären. Warum  $TP$  und  $PO_4$  jedoch auf einem erhöhten Niveau bleiben, ist anhand der vorhandenen Daten nicht zu erklären. Eine mögliche Erklärung könnte eine zusätzliche Belastung aus punktuellen Quellen sein.

Die im Rahmen der Kalibrierung betrachteten Wasserqualitätsparameter sind in den Abbildungen 7.21 und 7.22 in Form des „Duration Curve Concepts“ für das Teileinzugsgebiet Cau Vac dargestellt (siehe Kapitel 5.3.2). Wie in Kapitel 5.3.2 herausgearbeitet wurde, weisen an der Messstelle Cau Vac, in Bezug auf den vietnamesischen Standard, insbesondere die Parameter  $TSS$ ,  $NH_4$  und  $NO_2$  erhöhte Konzentrationen auf. Der Median und die Schwankungsbreite der beobachteten Frachten und Konzentrationen, dieser aus Sicht der Wasserqualität problematischen Parameter, wird in den 5 Abflusszonen gut abgebildet. Im Falle der Parameter  $TP$  und  $PO_4$  werden die Frachten in den Abflusszonen der erhöhten und mittleren Abflüsse unterschätzt.

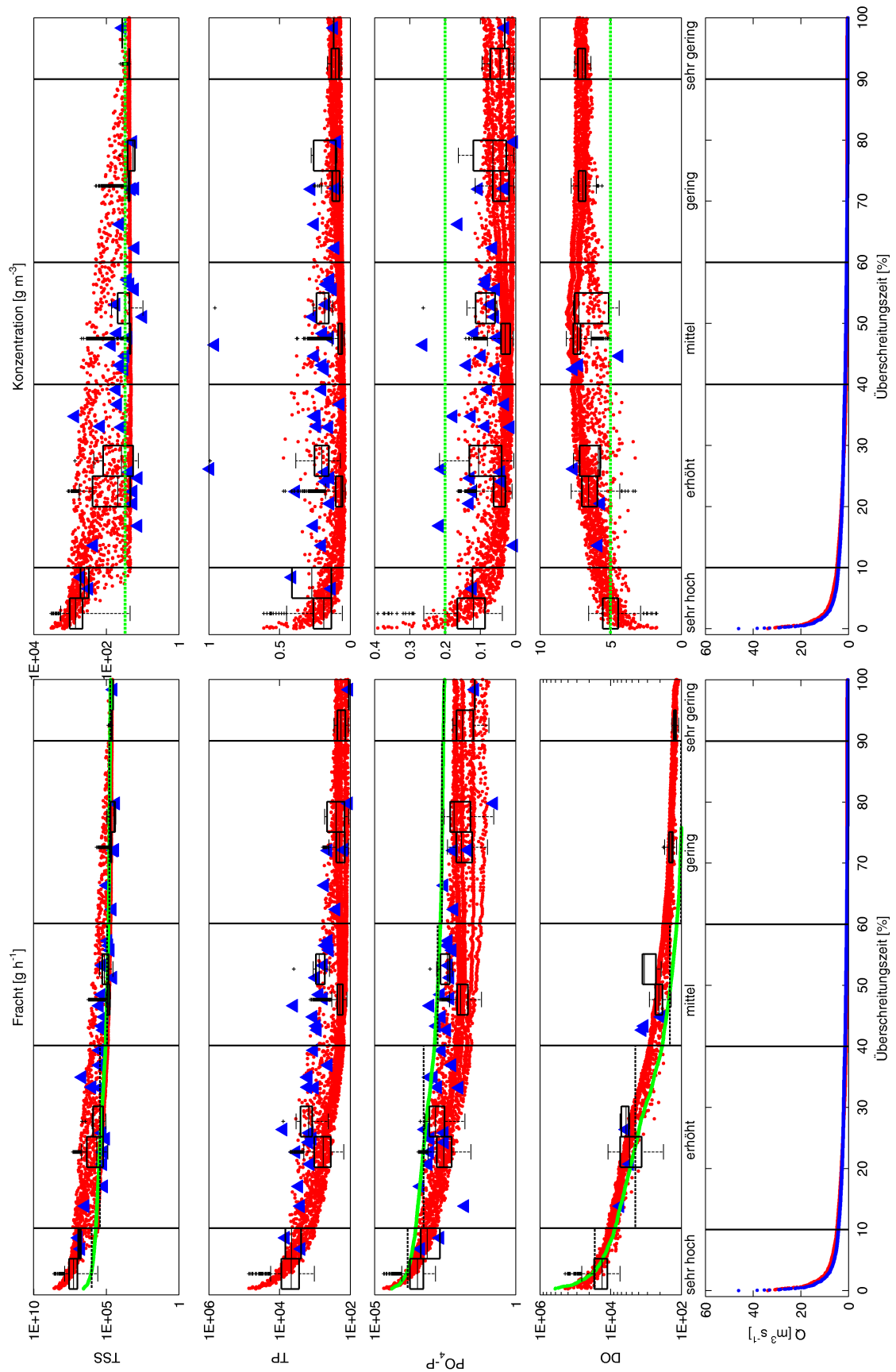
Die Kalibrierung der Wasserqualität des Teileinzugsgebietes Suoi Ca ist aus den genannten Gründen ähnlich problematisch wie die Kalibrierung des Abflusses. Die mittlere Konzentration der betrachteten Wasserqualitätsparameter über den Kalibrierungszeitraum kann durch das Modell gut wiedergegeben werden (siehe Tabelle 7.5). Die simulierten  $TSS$  Konzentrationen liegen jedoch deutlich über der mittleren beobachteten Konzentration. Es sei jedoch nochmals darauf hingewiesen, dass auch im Falle der Messstellen Suoi Ca und Cau Vac keine  $TSS$ -Messungen bei erhöhten Abflüssen vorliegen. Am Beispiel der Messstelle Bung Mon, für die  $TSS$ -Messungen bei erhöhten Abflüssen vorliegen, wurde jedoch gezeigt, dass das tatsächliche mittlere Konzentrationsniveau durch die vorhandenen Beobachtungen unterschätzt wird (siehe Kapitel 7.2.2). Die Betrachtung der Fracht- und Konzentrationsganglinien zeigt auf, dass die zeitliche Dynamik der Parameter  $DO$ ,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$  und  $TN$  vergleichsweise gut, aber die zeitliche Dynamik der Parameter  $TP$ ,  $PO_4$  und  $TSS$  deutlich schlechter wiedergegeben wird. Eine kritische Rolle spielen dabei die Reservoirs Cau Moi V und VI. Zum einen wird der simulierte Abfluss der Reservoirs im August überschätzt, wodurch im Allgemeinen die Fracht aller Wasserqualitätsparameter während dieser Zeit überschätzt wird. Zum anderen spielen die Wasserqualitätsprozesse der Reservoirs eine bedeutende Rolle. Die simulierten  $PO_4$ -Konzentrationen überschätzen die beobachteten  $PO_4$ -Konzentrationen deutlich, besonders während der Regenzeit. Die simulierten  $TP$ -Konzentrationen überschätzen die beobachteten  $TP$ -Konzentrationen jedoch nur leicht. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass das simulierte Algenwachstum innerhalb der Reservoirs unterschätzt wird. Ein großes Problem ist, dass für die Reservoirs jedoch keine gemessenen Wasserqualitätsdaten vorliegen, sodass die Wasserqualitätsprozesse der Reservoirs nur unzureichend bewertet werden können.



**Abb. 7.19:** Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien — mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen (\*; Δ Messung DONRE) an der Messstelle Cau Vac für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe *TSS*, Gesamt-Phosphor *TP*, gelöstes Phosphat *PO<sub>4</sub>* und gelöster Sauerstoff *DO* (· · · Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Zusätzlich werden die simulierten — und beobachteten — Abflussganglinien *Q* gezeigt.

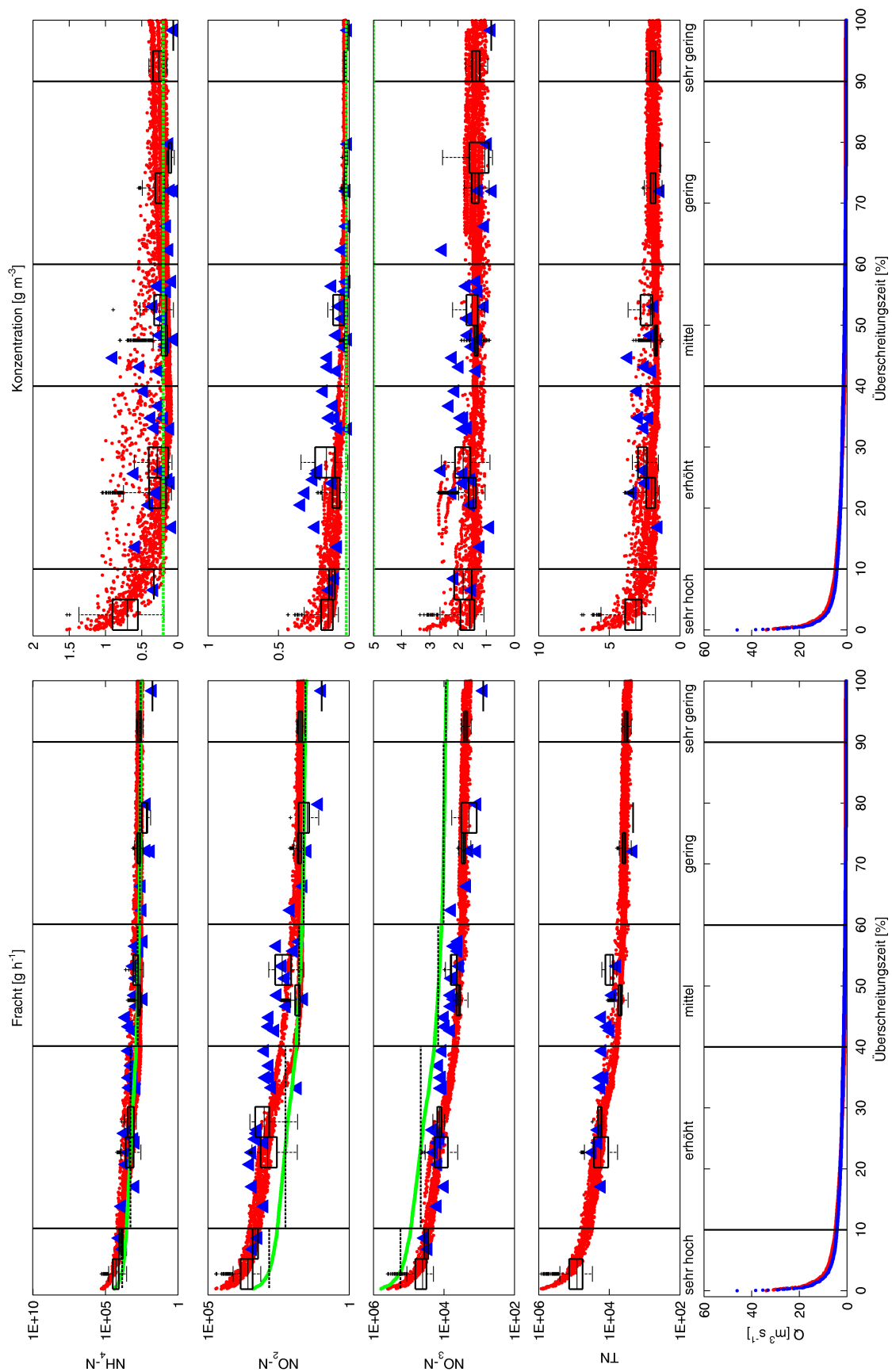


**Abb. 7.20:** Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien — mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen (\*;  $\Delta$  Messung DONRE) an der Messstelle Cau Vac für die Parameter Ammonium NH<sub>4</sub>, Nitrit NO<sub>2</sub>, Nitrat NO<sub>3</sub> und Gesamt-Stickstoff TN (— Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Zusätzlich werden die simulierten — und beobachteten — Abflussganglinien Q gezeigt.



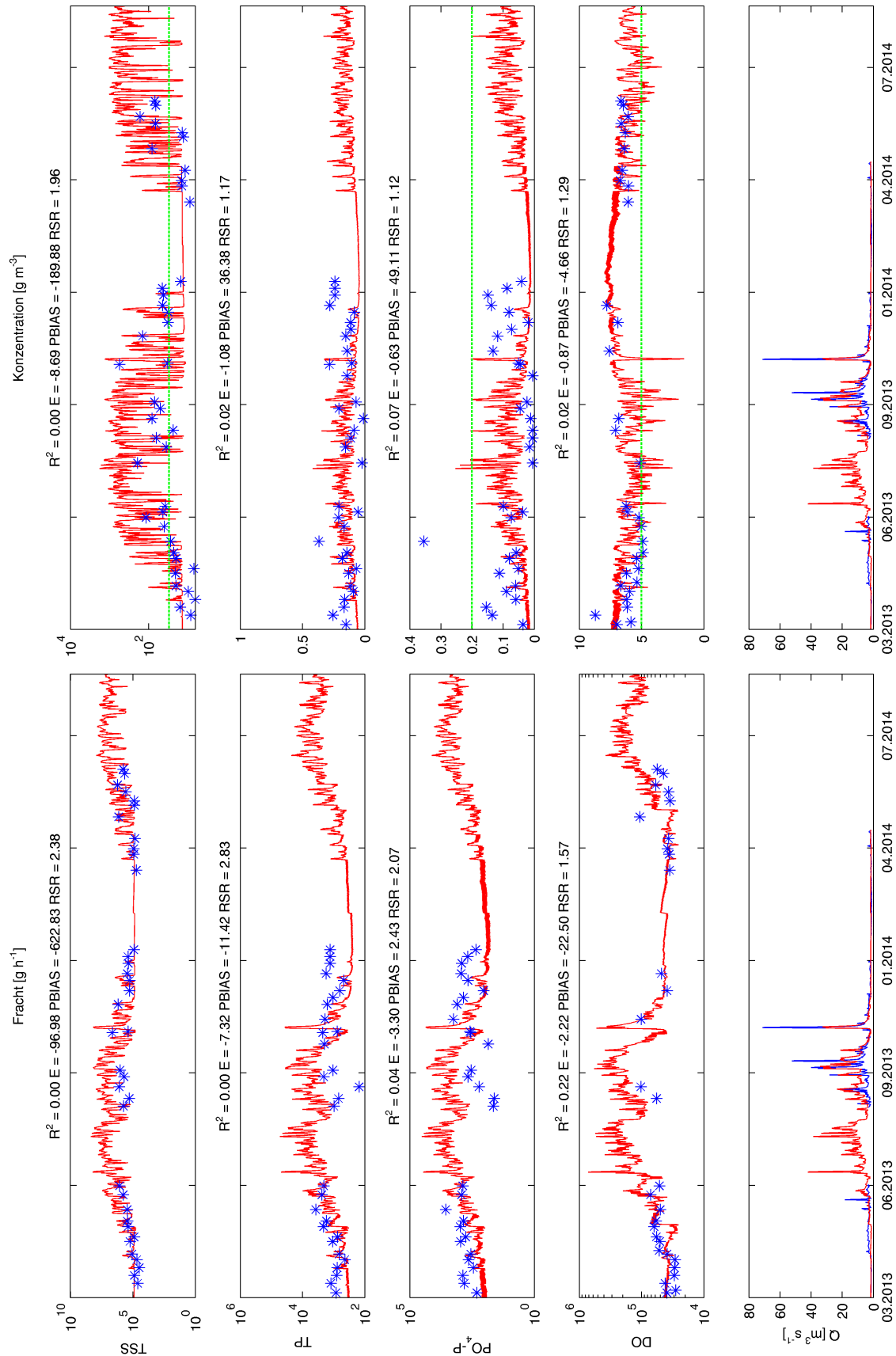
**Abb. 7.21:** Vergleich der simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\blacktriangle$  Fracht- und Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Cau Vac für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe *TSS*, Gesamt-Phosphor *TP*, gelöstes Phosphat *PO<sub>4</sub>-P* und gelöster Sauerstoff *DO* ( $\cdots$  Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2;  $\cdots$  mittlere Grenzwertkonzentration/-Fracht über die jeweilige Abflusszone). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links  $\square$ ) und beobachteten Daten (rechts  $\square$ ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\bullet$  Abflussdauerlinien *Q* gezeigt.



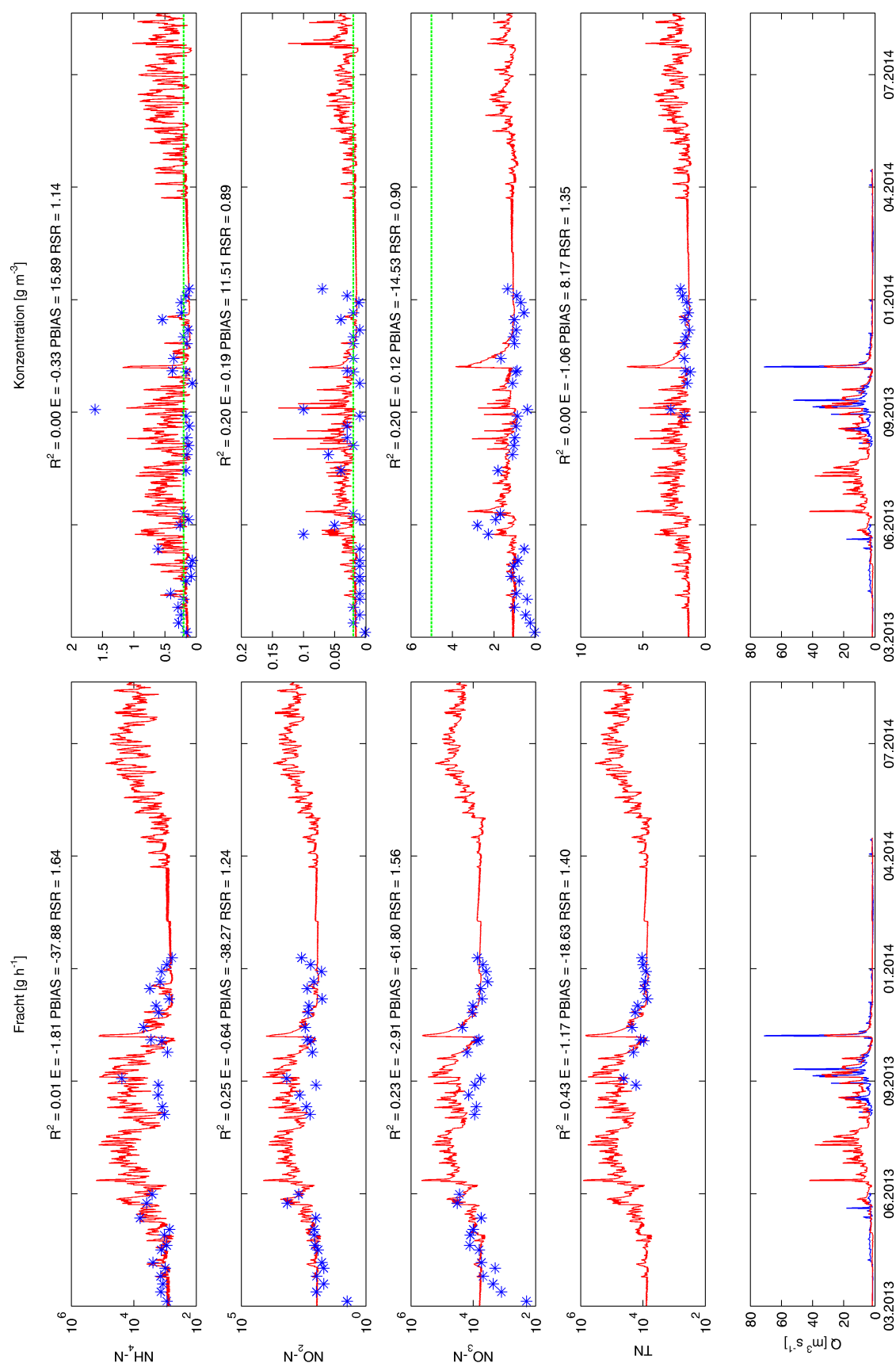


**Abb. 7.22:** Vergleich der simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\blacktriangle$  Fracht- und Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Cau Vac für die Parameter Ammonium  $\text{NH}_4$ , Nitrit  $\text{NO}_2$ , Nitrat  $\text{NO}_3$  und Gesamt-Stickstoff  $\text{TN}$  ( $\cdots$  Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2;  $\cdots$  mittlere Grenzlfracht über die jeweilige Abflusszone). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links  $\square$ ) und beobachteten Daten (rechts  $\square$ ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\bullet$  Abflussdauerlinien  $Q$  gezeigt.

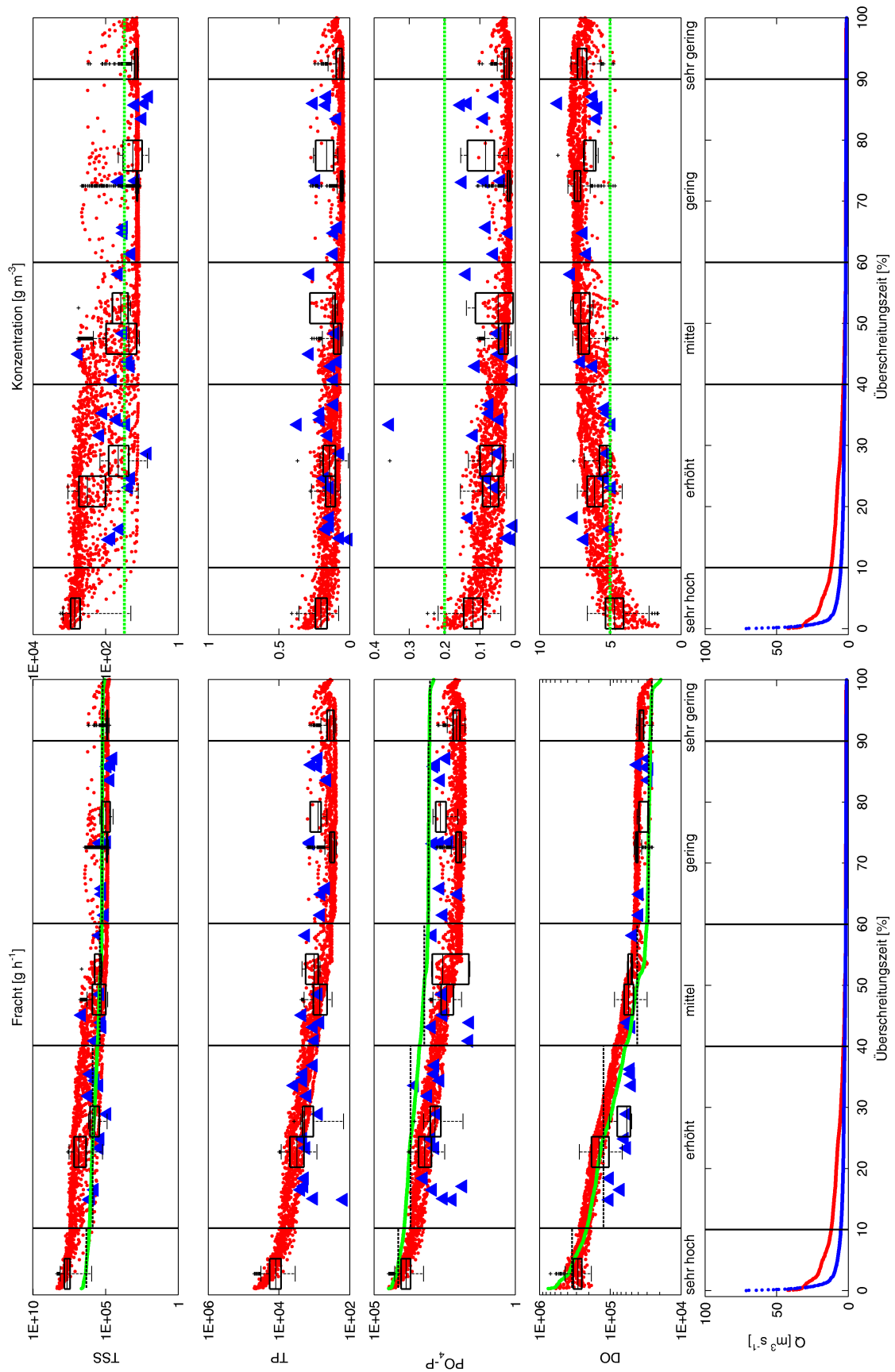
Die im Rahmen der Kalibrierung des Teileinzugsgebietes Suoi Ca betrachteten Wasserqualitätsparameter sind in den Abbildungen 7.25 und 7.26 in Form des „Duration Curve Concepts“ dargestellt. An der Messstelle Suoi Ca sind in Bezug auf den vietnamesischen Standard die Parameter  $TSS$ ,  $NH_4$  und  $NO_2$  kritisch. Der Median und die Schwankungsbreite der beobachteten Frachten und Konzentrationen der Wasserqualitätsparameter  $TSS$ ,  $NH_4$  und  $NO_2$ , wird in den 5 Abflusszonen überwiegend gut abgebildet. Im Bereich der erhöhten Abflüsse werden die beobachteten Frachten und Konzentrationen der Parameter  $TSS$ ,  $NH_4$  und  $NO_2$  durch die simulierten Frachten und Konzentrationen überschätzt. Im Falle der Parameter  $TP$  und  $PO_4$  werden die Frachten in den Abflusszonen der mittleren und geringen Abflüsse unterschätzt.



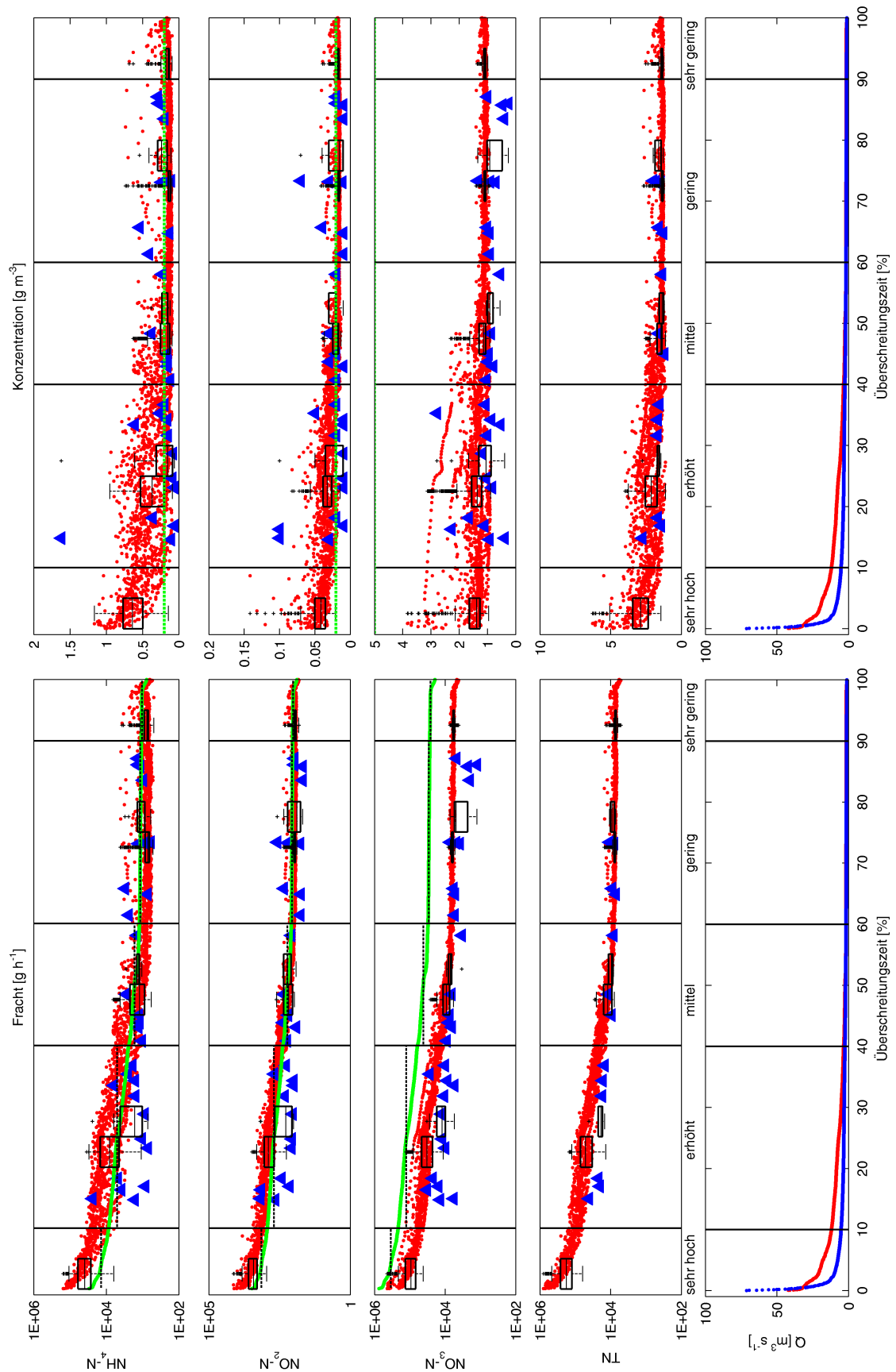
**Abb. 7.23:** Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien — mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen (\*;  $\Delta$  Messung DONRE) an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe TSS, Gesamt-Phosphor TP, gelöstes Phosphat  $PO_4$  und gelöster Sauerstoff DO (— Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Zusätzlich werden die simulierten — und beobachteten — Abflussganglinien Q gezeigt.



**Abb. 7.24:** Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien — mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen (\*;  $\Delta$  Messung DONRE) an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter Ammonium  $NH_4$ , Nitrit  $NO_2$ , Nitrat  $NO_3$  und Gesamt-Stickstoff  $TN$  (• • • Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2). Zusätzlich werden die simulierten — und beobachteten — Abflussganglinien  $Q$  gezeigt.



**Abb. 7.25:** Vergleich der simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\blacktriangle$  Fracht- und Konzentrationsdauerlinien an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter gesamte suspendierte Feststoffe *TSS*, Gesamt-Phosphor *TP*, gelöstes Phosphat  $PO_4$  und gelöster Sauerstoff *DO* (--- Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2;  $\cdots$  mittlere Grenzfracht über die jeweilige Abflusszone). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links  $\square$ ) und beobachteten Daten (rechts  $\square$ ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\bullet$  Abflussdauerlinien  $Q$  gezeigt.



**Abb. 7.26:** Vergleich der simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\blacktriangle$  Fracht- und Konzentrationsdauerlinien an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter Ammonium  $\text{NH}_4$ , Nitrit  $\text{NO}_2$ , Nitrat  $\text{NO}_3$  und Gesamt-Stickstoff  $\text{TN}$  ( $\cdots$  Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2;  $\cdots$  mittlere Grenzfracht über die jeweilige Abflusszone). Für jede Zone wird ein Boxplot der simulierten (links  $\square$ ) und beobachteten Daten (rechts  $\square$ ) angegeben. Zusätzlich werden die simulierten  $\bullet$  und beobachteten  $\bullet$  Abflussdauerlinien  $Q$  gezeigt.

### 7.3 Sensitivitätsanalyse des Bung Mon Teileinzugsgebietes

Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, ist es das Ziel der Sensitivitätsanalyse, Parameter zu identifizieren, die für die Kalibrierung besonders relevant sind. Es wurde die Sensitivität der mittleren Konzentration der Stoffe gelöster Sauerstoff ( $DO$ ), Ammonium ( $NH_4$ ), Nitrit ( $NO_2$ ), Nitrat ( $NO_3$ ) und Phosphat ( $PO_4$ ) gegenüber ausgewählten Parametern aus den Modulen der Abflusskonzentration, des terrestrischen biogeochemischen CNP-Kreislaufes und der Wasserqualität untersucht. Die Sensitivitätsanalyse wurde in Form einer lokalen Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Hierzu wurde jeweils ein Parameter zur Zeit, schrittweise über einen definierten Wertebereich  $n$  ausgelenkt (siehe Tabelle F.1 im Anhang). Die Änderung der Parameter erfolgte jeweils von niedrigen zu hohen Werten. Die Sensitivität  $S$  eines Stoffes gegenüber der Änderung eines Parameters wurde anhand von Gleichung 7.1 bestimmt (Hesse et al., 2012). Die Sensitivität wurde jeweils für die Regen- und die Trockenzeit berechnet, um zu untersuchen, ob ein Stoff während dieser Perioden eine unterschiedliche Sensitivität gegenüber den Parametern aufweist.

$$S = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{1}{\Delta p} \cdot \frac{O_x - O_{ref}}{O_{ref}} \quad (7.1)$$

- mit  $\Delta p$  prozentuale Änderung des Parameters gegenüber dem ursprünglichen Wert
- $O_x$  Simulationsergebnis mit geändertem Parameter
- $O_{ref}$  Simulationsergebnis des Referenzparametersets

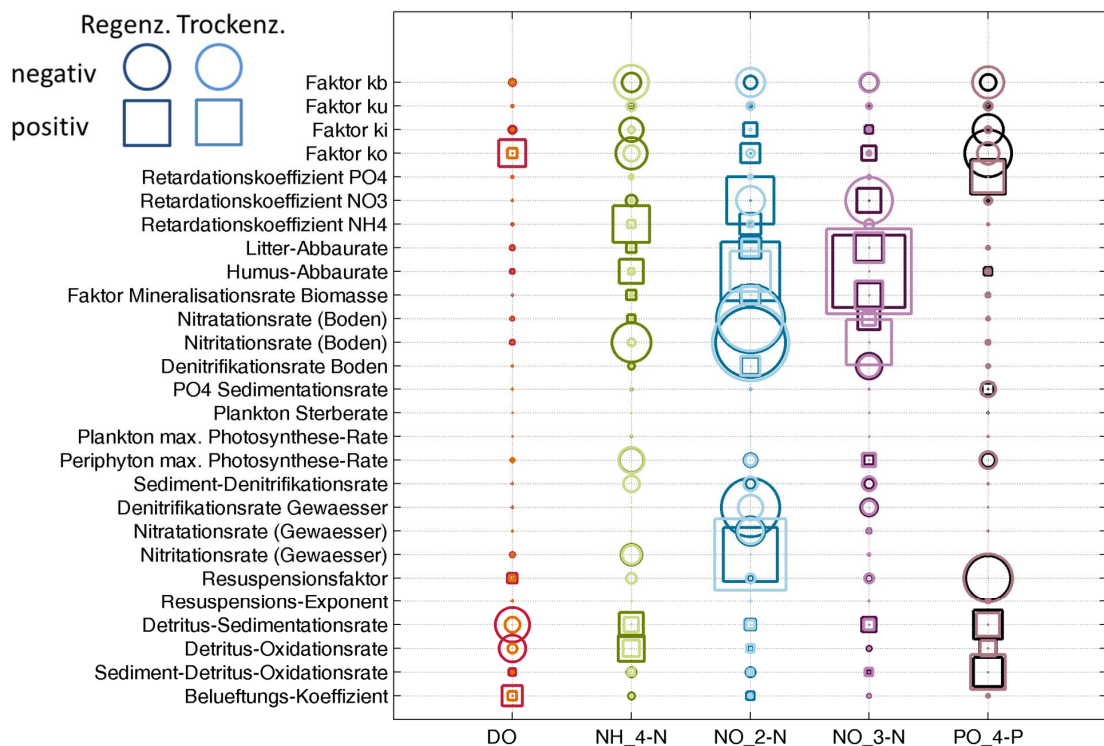
Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Teileinzugsgebietes Bung Mon werden in Abbildung 7.27 gezeigt.

Die Änderung eines Parameters kann zu einer Erhöhung oder zu einer Verringerung der mittleren Konzentration eines Parameters führen. Erhöht sich die mittlere Konzentration eines Stoffes in Abhängigkeit der Änderung eines Parameters, wird dies als „positive“ Sensitivität gekennzeichnet. Verringert sich die mittlere Konzentration, wird dies als „negative“ Sensitivität gekennzeichnet. Eine positive oder negative Sensitivität der untersuchten Stoffe gegenüber einer Änderung der Parameter wird durch Quadrate (positive Sensitivität) und Kreise (negative Sensitivität) dargestellt. Dabei zeigen große Symbole eine hohe Sensitivität der Parameter in Bezug auf den betrachteten Stoff an und kleine Symbole eine geringe Sensitivität.

Für jede Kombination von Stoff und Parameter sind jeweils zwei Symbole dargestellt, die die Sensitivität während der Regen- bzw. Trockenzeit aufzeigen. Ist nur ein Symbol erkennbar, ist dies ein Hinweis darauf, dass die Sensitivität des Stoffes gegenüber diesem Parameter während der Regen- und Trockenzeit identisch ist. Für jeden Stoff kennzeichnen dunkle Farben jeweils die Sensitivität während der Regenzeit und helle Farben die Sensitivität während der Trockenzeit. Diese Darstellung gibt einen Hinweis auf die allgemeine Sensitivität eines Stoffes gegenüber einem Parameter während der

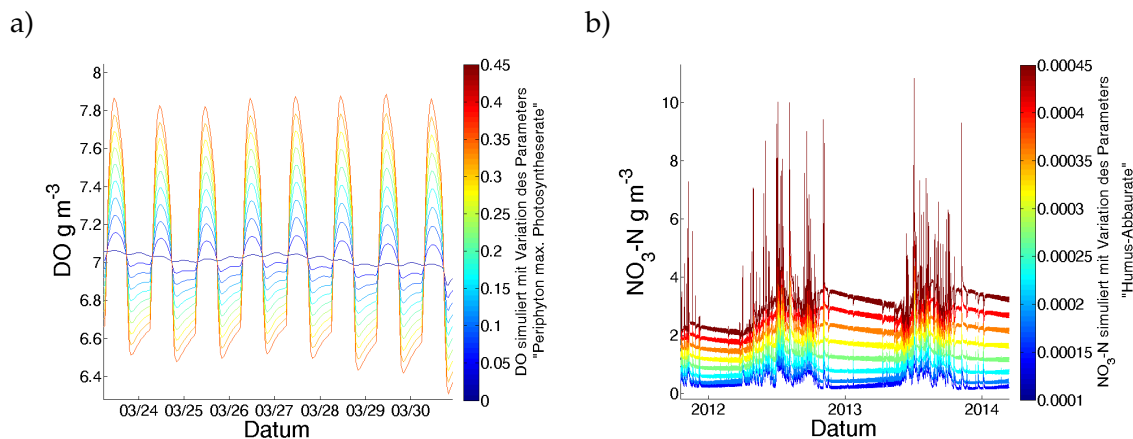


Trocken- und der Regenzeit.



**Abb. 7.27:** Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Bung Mon Teileinzugsgebietes. Kreise zeigen einen negativen Effekt (Verringerung) auf die mittlere Konzentration der untersuchten Stoffe an und Quadrate einen positiven Effekt (Erhöhung). Die Größe der Symbole zeigt das relative Ausmaß der Sensitivität an. Ein großes Symbol zeigt eine hohe Sensitivität des Parameters in Bezug auf den betrachteten Stoff an, ein kleines Symbol eine geringe Sensitivität. Für jeden Stoff kennzeichnen dunkle Farben jeweils die Sensitivität während der Regenzeit und helle Farben die Sensitivität während der Trockenzeit.

Um die Art der Sensitivität genauer zu untersuchen, ist eine visuelle Betrachtung der Auswirkung der Parameteränderung auf die Konzentrationsganglinie von großem Wert. Beispielhaft ist in Abbildung 7.28 die Sensitivität von gelöstem Sauerstoff und Nitrat gegenüber einem ausgewählten Parameter im Detail dargestellt. Im Falle von gelöstem Sauerstoff ist deutlich zu erkennen, dass die maximale Photosyntheserate des Periphytons einen starken Einfluss auf den Tagesgang des gelösten Sauerstoffs ausübt. Dieser Effekt ist in der Trockenzeit stärker ausgeprägt, da in der Regenzeit aufgrund von höherer Trübung und höheren Wasserständen eine Hemmung der Photosynthese durch Lichtmangel eintritt. Diese Betrachtung zeigt aber auch einen Nachteil der verwendeten Sensitivitätsanalyse auf. Obwohl offensichtlich ist, dass der Parameter „Periphyton max. Photosyntheserate“ einen starken Einfluss auf den Tagesgang der  $O_2$  Konzentration hat, ist die berechnete Sensitivität der  $O_2$  Konzentration gegenüber diesem Parameter gering (ebenso im Fall von  $NH_4$  und  $PO_4$ ). Dies ist darin begründet, dass der Konzentrationsgang zwar eine größere Amplitude aufweist, der Mittelwert sich aber kaum ändert und somit nicht als sensitiv identifiziert wird. Hingegen wird z.B. durch die Humusmineralisationsrate ein starker Einfluss auf die Nitratkonzentration im Boden ausgeübt und somit auf das Konzentrationslevel von Nitrat im Gewässer.



**Abb. 7.28:** Detaildarstellung der Sensitivität von a) gelöstem Sauerstoff und b) Nitrat gegenüber der Änderung eines ausgewählten Parameters.

Der gelöste Sauerstoff im Gewässer ist besonders sensitiv gegenüber der Detritus-Sedimentationsrate und der Detritus-Oxidationsrate. Eine positive Sensitivität kann in Bezug auf den Belüftungskoeffizienten und die Retentionskonstante des Oberflächenabflusses aufgezeigt werden. Der Einfluss der Photosyntheserate planktischer Algen auf den gelösten Sauerstoff ist gering. Da das Bung Mon Einzugsgebiet mit etwa 28 km<sup>2</sup> sehr klein ist, ist die Aufenthaltszeit planktischer Algen im Einzugsgebiet zu gering, um eine nennenswerte Populationsgröße auszubilden. Auch in Bezug auf die anderen untersuchten Stoffe kann festgestellt werden, dass die planktischen Algen keinen Einfluss auf die Stoffkonzentration haben. Ammonium weist eine negative Sensitivität gegenüber der Nitrationsrate im Boden und der maximalen Photosyntheserate des Periphytons auf. Die Nitrationsrate im Gewässer ist hingegen von weniger großer Bedeutung als die Nitrationsrate im Boden. Eine positive Sensitivität besteht im Falle von Ammonium in Bezug auf den Retardationskoeffizienten von Ammonium im Boden sowie der Detritus-Sedimentationsrate und der Detritus-Oxidationsrate. Wie zu erwarten, erweist sich Nitrit gegenüber den Nitrifikations- und Denitrifikationsraten im Boden und im Gewässer als sehr sensitiv. Aufgrund der längeren Verweilzeit im Boden ist generell festzustellen, dass Nitrit in Bezug auf die Umsatzprozesse im Boden eine höhere Sensitivität aufweist als auf die Prozesse im Gewässer. Dies ist auch für Nitrat festzustellen. Neben den Nitrifikationsprozessen im Boden, erweist sich Nitrat als besonders sensitiv gegenüber der Humusabbaureate im Boden. Aufgrund der starken P-Sorption im Boden erweist sich Phosphat als weniger sensitiv gegenüber Mineralisationsprozessen im Boden. Phosphat ist besonders sensitiv gegenüber dem Retardationskoeffizienten im Boden sowie gegenüber der Resuspension aus dem Sediment und der Freisetzung von Phosphat aus dem Sediment.

## 7.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der Abfluss- und Wasserqualitätskalibrierung

Die Ergebnisse der Modellkalibrierung zeigen, dass das entwickelte Modellsystem in der Lage ist, die Hydrologie und Wasserqualität der untersuchten Teileinzugsgebiete in einem Zeitschritt von weniger als einem Tag unter Berücksichtigung der lückenhaften und teilweise unsicheren Daten abzubilden. Die untersuchten Teileinzugsgebiete können anhand der Güte der Modellkalibrierung sortiert werden: Bung Mon, Cau Vac, Suoi Ca.

Die Güte der Abflusskalibrierung an dem Pegel Bung Mon ist deutlich höher als an den übrigen Pegeln. Die Abflusskalibrierung im Teileinzugsgebiet Suoi Ca ist besonders problematisch, da das Einzugsgebiet wasserwirtschaftlich stark genutzt wird, die Datenlage jedoch gering ist. Ein großes Problem bei der Kalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac stellt die geringe Anzahl an verfügbaren Niederschlagsstationen dar. Im Gegensatz zu dem Teileinzugsgebiet Bung Mon ist in den Teileinzugsgebieten Suoi Ca und Cau Vac keine Niederschlagsstation vorhanden, die innerhalb der Einzugsgebietsgrenzen liegt. Wie in Kapitel 7.1.1 gezeigt wurde, ist die Korrelation der vorhandenen Niederschlagsstationen untereinander gering. Ursache hierfür sind die hochgradig konvektiven Niederschlagsereignisse, welche typisch für Einzugsgebiete der sommerfeuchten Tropen sind. Generell wird das Timing einzelner Abflussereignisse auf Grundlage der mittels der Satellitendaten zeitlich aufgelösten 3h-Niederschlagsdaten gut abgebildet. Jedoch werden einzelne beobachtete Abflussereignisse zum Teil stark über- oder unterschätzt. Besonders in den Übergangsmonaten Mai und Juni konnte eine Reihe ausgeprägter Abflussereignisse aufgrund eines unterschätzten Gebietsniederschlages nicht abgebildet werden. Die Gegenüberstellung der Abfluss-Dauerlinien zeigt jedoch, dass das simulierte Abflussspektrum das beobachtete Abflussspektrum gut widerspiegelt.

Diese Defizite in der Abflusskalibrierung wirken sich natürlich auf die Güte der Kalibrierung der zeitlichen Dynamik der Frachten und Konzentrationen der Wasserqualitätsparameter aus. Besonders problematisch ist dies in Bezug auf die Kalibrierung der zeitlichen Dynamik der Konzentrationsganglinien. Daher war es insbesondere bei der Kalibrierung der Teileinzugsgebiete Suoi Ca und Cau Vac das Ziel, zumindest den qualitativen Verlauf der beobachteten Frachten und Konzentrationen im Jahresgang möglichst gut nachzubilden, sodass die simulierten Frachten und Konzentrationen das beobachtete Fracht- bzw. Konzentrationsspektrum wiedergeben. Die Betrachtung der Frachtganglinien zeigt, dass die zeitliche Dynamik der Frachten der betrachteten Stoffe überwiegend gut simuliert werden kann. Die Betrachtung der Konzentrationsganglinien hingegen zeigt, dass die grundlegende Dynamik der Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter im Jahresgang zufriedenstellend nachgebildet werden kann. Im direkten Vergleich werden jedoch die beobachteten Konzentrationen zum Teil stark über- oder unterschätzt. Die Darstellung der Ergebnisse der Kalibrierung der Wasserqualität der untersuchten Teileinzugsgebiete nach dem „Duration Curve Concept“ zeigt auf, dass der Median und die Schwankungsbreite der beobachteten Frachten und Konzentrationen

der betrachteten Parameter in den 5 Abflusszonen in den meisten Fällen gut abgebildet werden. Somit ist das Modell in der Lage das Systemverhalten des Einzugsgebietes in Bezug auf die Hydrologie und Wasserqualität abzubilden.

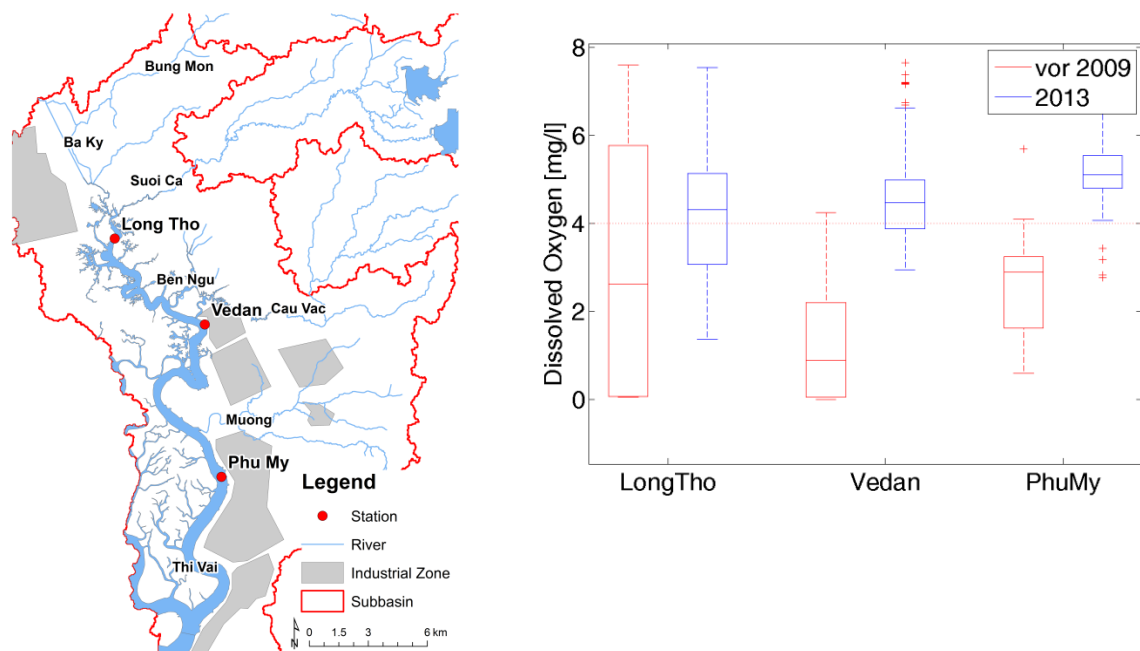
Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen, dass die Modellierung der Wasserqualitätsprozesse von Stickstoff besonders durch die Umsatz- und Transformationsprozesse auf der Landphase geprägt werden. Mittels des entwickelten CNP-Modules konnte die aus der Literatur bekannte charakteristische Dynamik der Dekomposition und Mineralisierung in den sommerfeuchten Tropen plausibel nachgebildet werden. Neben dem verwendeten Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz, welcher die vorübergehende Zwischenspeicherung von Nährstoffen in der mikrobiellen Biomasse berücksichtigt, sind hierbei die verwendeten Bodenfeuchte-Funktionen in Verbindung mit dem physikalisch basierten Bodenwassermodul von PANTA RHEI von Bedeutung.

Des Weiteren haben sich bei der Modellierung der Wasserqualität die Prozessgleichungen zur Berücksichtigung des Periphytons sowie die Berücksichtigung von Sedimentkompartimenten als Schlüsselkomponenten erwiesen. Besonders bedeutend waren diese Modellkomponenten bei der Modellierung des integrativen Wasserqualitätsparameters gelöster Sauerstoff.

## 7.5 Bewertung der diffusen und punktuellen Belastung des Thi Vai Ästuars

In diesem Kapitel erfolgt unter Nutzung der Simulationsergebnisse eine Bewertung der aktuellen Belastung des Thi Vai Ästuars durch diffuse und punktuelle Quellen aus dem Einzugsgebiet bezüglich der Parameter Gesamtstickstoff *TN*, Gesamtphosphor *TP*, suspendierte Feststoffe *TSS* und dem biologischen Sauerstoffbedarf *BOD<sub>5</sub>*. Hierfür wird auch Bezug auf die gravierende Belastung des Thi Vai Ästuars durch industrielles Abwasser vor 2009 genommen. Daher erfolgt zunächst ein kurzer Überblick über die historische Entwicklung der Verschmutzung des Thi Vai Ästuars. Für eine umfassende Beschreibung sei auf [Meon et al. \(2014\)](#) und [Nguyen and Pham \(2012\)](#) verwiesen.

In der Vergangenheit wurde die Wasserqualität des Thi Vai Ästuars klar durch die punktuelle Einleitung von industriellem Abwasser bestimmt. Weite Bereiche im Ober- und Mittellauf des Thi Vai Ästuars galten in einem Zeitraum von 1994 bis 2008 als ökologisch tot ([Meon et al., 2014](#)). Hauptverantwortlich für diese dramatische Entwicklung war die Firma Vedan. Vedan ist eine taiwanesisische Firma und produziert hauptsächlich Lebensmittelzusätze wie Glutamat aus Stärke, die durch die Aufbereitung von Tapiokaknollen gewonnen wurde. Die Firma Vedan hat jahrelang große Mengen ungereinigtes, organisch stark verschmutztes Abwasser über ein unterirdisches Rohrsystem illegal in den Thi Vai eingeleitet ([Nguyen and Pham, 2012](#)). Nachdem der Vedan-Skandal aufgedeckt wurde, wurden die illegalen Einleitungen gestoppt und Kläranlagen in Betrieb genommen. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass im Bereich dieser Firma noch immer illegal kleinere Mengen ungereinigtes Abwasser in das Thi Vai Ästuar eingeleitet werden.



**Abb. 7.29:** Vergleich der historischen und der aktuellen gelösten Sauerstoffkonzentration in Flussverlauf des Thi Vai Ästuars (rechts). Übersichtskarte des Thi Vai Ästuars (links). Eingezeichnet sind die Messstellen entlang des Flusslaufes sowie die wichtigsten Zuflüsse des Thi Vai Ästuars.

Wie die aktuellen Messungen aus dem Monitoringprogramm 2013 zeigen, hat sich die Wasserqualität des Thi Vai in Bezug auf den gelösten Sauerstoff *DO* deutlich verbessert (siehe Abbildung 7.29). Dieser Trend ist auch in Bezug auf andere Wasserqualitätsparameter wie  $NH_4$ ,  $NO_3$  und  $PO_4$  zu beobachten (Prilop et al., 2014b). Vor 2009 lag der Median der *DO*-Konzentration an der Messstelle Vedan bei  $1 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . An der oberstrom gelegenen Messstelle Long Tho lag der Median der *DO*-Konzentration bei  $2,7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . Die *DO*-Konzentrationen an Long Tho schwankten von etwa 0 bis  $5,8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . Dies ist auf den Einfluss des *DO* reicheren Süßwasserzuflusses aus dem Einzugsgebiet zurückzuführen, der während Niedrigwasser dominiert. An der unterstrom gelegenen Messstelle Phu My lag der Median der *DO*-Konzentrationen bei  $2,9 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . Der Anstieg der *DO*-Konzentrationen ist auf eine zunehmende Verdünnung durch sauerstoffreicheres Meerwasser zurückzuführen. Trotz der Verbesserung gegenüber der Situation vor 2009 ist eine bleibende Belastung des Sauerstoffhaushaltes des Thi Vai Ästuars festzustellen. Wie anhand der Daten aus dem eigenen Monitoring im Projekt EWATEC-COAST zu erkennen ist, liegt der Median an der Messstelle Long Tho mit 4,3 nur geringfügig über dem VN-Standard, 42% der *DO*-Messungen liegen darunter, besonders während Niedrigwasser. An der Messstelle Vedan liegt der Großteil der beobachteten *DO*-Konzentrationen zwischen  $4\text{--}5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ , einzelne Beobachtungen liegen noch zwischen  $3\text{--}4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . An der Messstelle Phu My liegen alle beobachteten *DO*-Konzentrationen über dem VN-Standard, und der Median beträgt  $5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ .

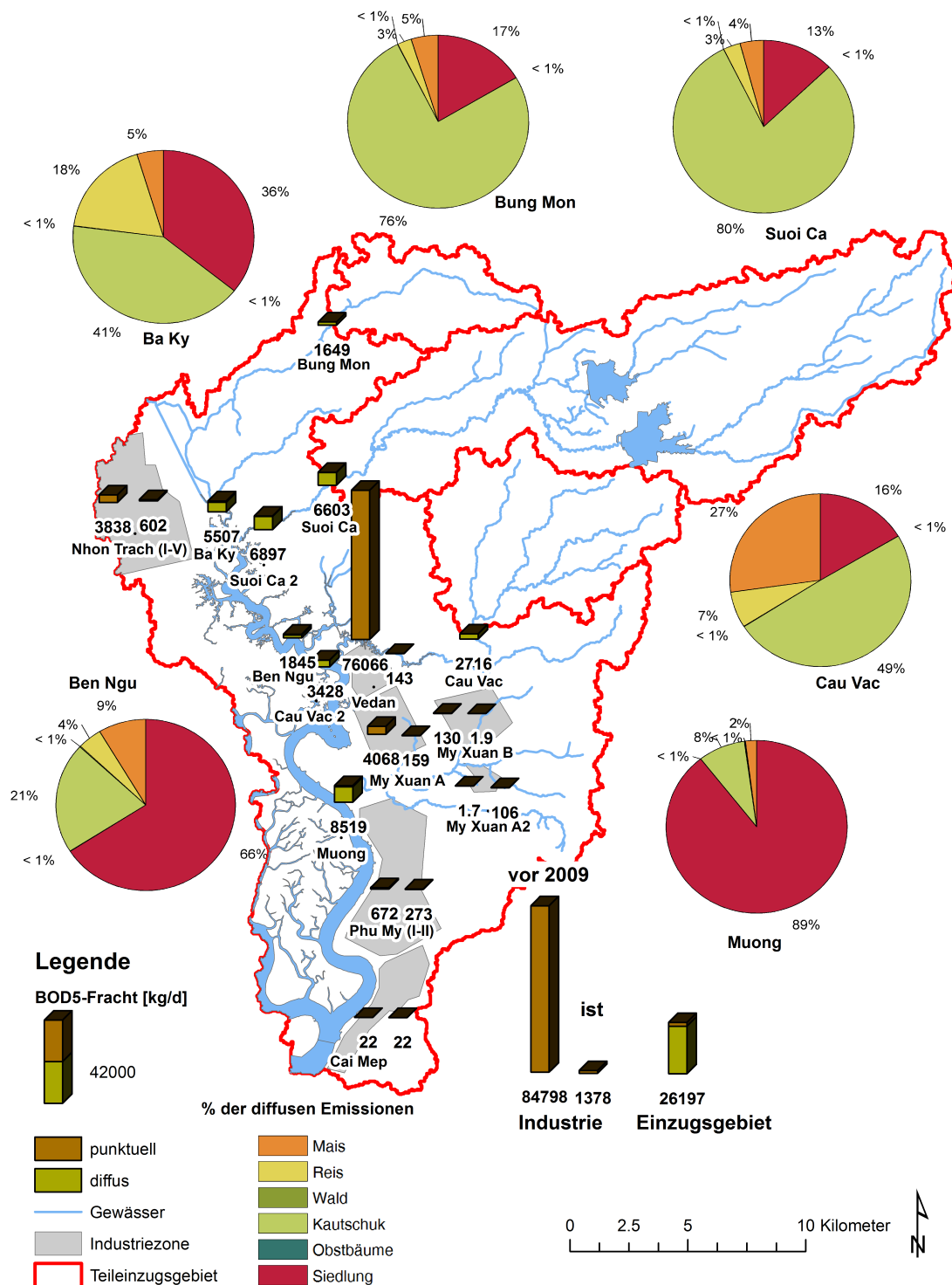
Nach diesem kurzen historischen Exkurs erfolgt nun der Vergleich der Belastungssituation des Thi Vai Ästuars vor 2009 mit der aktuellen Belastungssituation am Thi Vai. Die Informationen zu der Belastung des Thi Vai Ästuars aus industriellem Abwasser vor und



nach dem Vedan-Skandal wurden von dem vietnamesischen Projektpartner, dem bereits genannten „Institut for Environment and Resources (IER)“, bereitgestellt. Die Frachten aus dem Einzugsgebiet wurden aus den Simulationsergebnissen des PANTA RHEI WQ Modells des Thi Vai Einzugsgebietes berechnet. Als Referenz für den Ist-Zustand gilt das Jahr 2013. Für die Simulation wurde die Landnutzung und punktuelle Belastung aus dem Jahr 2013 konstant gesetzt. Um eine gewisse klimatische Variabilität zu berücksichtigen, wurden die mittleren Frachten aus dem Einzugsgebiet über den Zeitraum von 2009 bis 2013 berechnet.

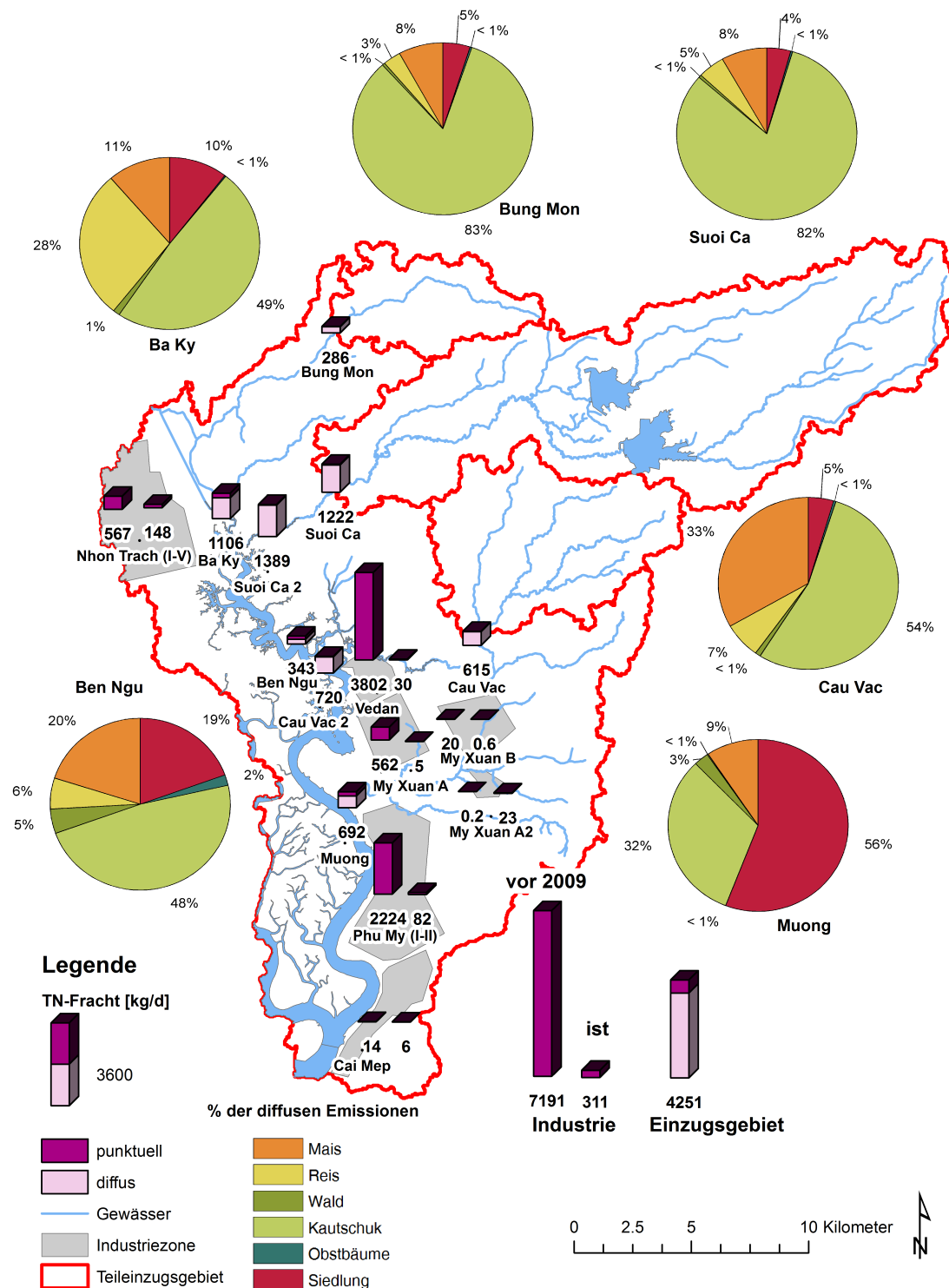
In den Abbildungen 7.30 bis 7.32 erfolgt ein Vergleich der mittleren jährlichen Frachten der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  aus den entlang des Thi Vai Ästuars gelegenen Industriezonen sowie der simulierten Frachten aus punktuellen und diffusen Quellen aus dem Einzugsgebiet. Dabei werden die Frachten der Belastungsquellen jeweils als Balken dargestellt, welche das Ausmaß der Belastung anzeigen. Ziel ist es, die Belastungsschwerpunkte und die Hauptquellen der Belastung des Thi Vai Ästuars mit den Stoffen  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  zu identifizieren. Belastungsquellen sind die am Ästuar gelegenen Industriezonen „Industrie“ sowie die Belastung aus den Zuflüssen „Einzugsgebiet“ des Ästuars. Zusätzlich zu der aktuellen Belastung aus den Industriezonen „ist“ wird die historische Belastung vor 2009 aus den Industriezonen aufgezeigt. Im Falle der Belastung aus den Zuflüssen wird die Gesamtfracht in den prozentualen Anteil von punktuellen (Haushaltsabwasser und Gewerbe) sowie diffusen Quellen unterteilt. Für jedes Teileinzugsgebiet des Thi Vai Ästuars ist ein Tortendiagramm dargestellt, in dem der prozentuale Anteil der jeweiligen Landnutzungsclassen an den diffusen Emissionen der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  aufgeführt ist. Dabei werden die Landnutzungsclassen einjährige Nutzpflanzen, Reis, Wald, Kautschukplantagen, Obstbaumplantagen und Siedlungen unterschieden. Die Landnutzungsclassen Siedlungen umfasst sowohl Wohngebiete als auch gewerblich und industriell genutzte Flächen. Der Anteil der Landnutzungsclassen an der jeweiligen Fläche der Teileinzugsgebiete ist in Abbildung F.3 im Anhang dargestellt. Der Parameter  $TSS$  wird nicht auf diese Art und Weise visualisiert, da der Anteil der industriellen Belastung an der  $TSS$ -Fracht schon zur Zeit des Vedan-Skandals mit einem Anteil von 92% klar durch den Eintrag aus dem Einzugsgebiet dominiert wurde.

Für die drei betrachteten Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  ist zweifelsfrei zu erkennen, dass der Belastungsschwerpunkt vor 2009 die industrielle Abwassereinleitung der Firma Vedan war. Die Firma Vedan hat vor 2009 etwa  $11700 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  ungereinigtes Abwasser mit einer mittleren  $BOD_5$ -Konzentration von  $6500 \text{ mg l}^{-1}$ , einer mittleren  $TP$ -Konzentration von  $32 \text{ mg l}^{-1}$  und einer mittleren  $TN$ -Konzentration von  $330 \text{ mg l}^{-1}$  eingeleitet. Mit einem Anteil an der industriellen Abwasserfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  von 89%, 53% und 63% hatte die Firma Vedan eindeutig den größten Anteil an der damaligen industriellen Abwasserfracht beigetragen. Aber auch die Konzentrationen von  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in den Abwässern der anderen Industriezonen entlang des Thi Vai Ästuars war gegenüber den heutigen Konzentrationen zum Teil deutlich erhöht. Der Vergleich der industriellen Abwasserfrachten vor 2009 und heute zeigt, dass die Belastung des

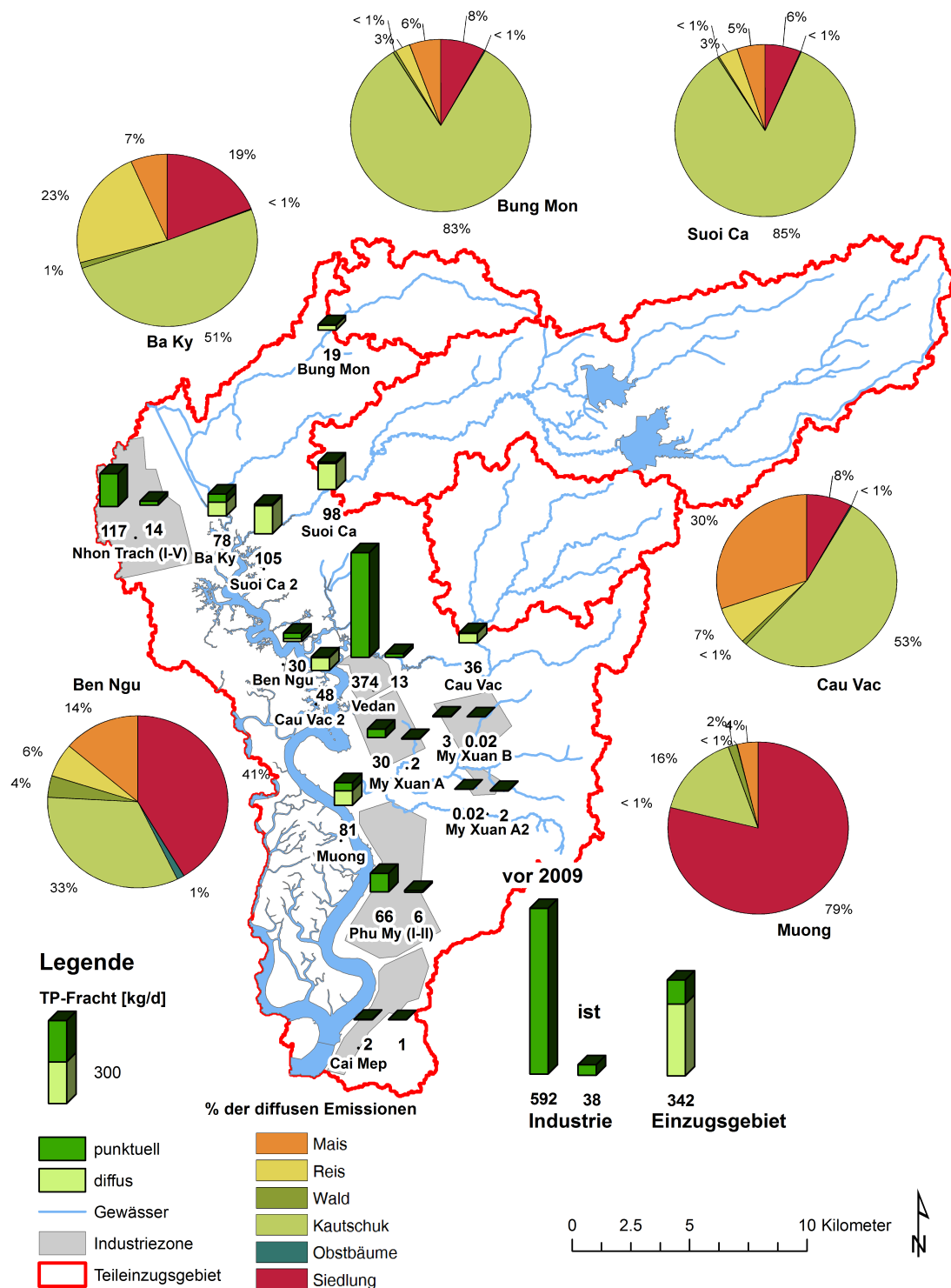


**Abb. 7.30:** Dargestellt sind die mittleren  $BOD_5$ -Frachten in das Thi Vai Ästuar. Belastungsquellen sind die am Ästuar gelegenen Industriezonen (Industrie) sowie die Belastung aus den Zuflüssen (Einzugsgebiet) des Ästuars. Im Falle der Belastung aus den Zuflüssen wird die Gesamt-Fracht in den prozentualen Anteil von punktuellen (Haushaltsabwasser und Gewerbe) sowie diffusen Quellen unterteilt. Für jedes Teileinzugsgebiet des Thi Vai Ästuars ist ein Tortendiagramm dargestellt, in dem der prozentuale Anteil der jeweiligen Landnutzungs-kategorie an den diffusen Emissionen aufgeführt ist. Die mittleren Frachten aus dem Einzugsgebiet berechnen sich aus den Simulationsergebnissen des PANTA RHEI WQ Modells für den Zeitraum 2009 bis 2013 mit konstanten Randbedingungen der Landnutzung und punktuellen Einträge des Referenzjahres 2013.





**Abb. 7.31:** Dargestellt sind die mittleren TN-Frachten in das Thi Vai Ästuar. Belastungsquellen sind die am Ästuar gelegenen Industriezonen (Industrie) sowie die Belastung aus den Zuflüssen (Einzugsgebiet) des Ästuars. Im Falle der Belastung aus den Zuflüssen wird die Gesamt-Fracht in den prozentualen Anteil von punktuellen (Haushaltsabwasser und Gewerbe) sowie diffusen Quellen unterteilt. Für jedes Teileinzugsgebiet des Thi Vai Ästuars ist ein Tortendiagramm dargestellt, in dem der prozentuale Anteil der jeweiligen Landnutzungsklasse an den diffusen Emissionen aufgeführt ist. Die mittleren Frachten aus dem Einzugsgebiet berechnen sich aus den Simulationsergebnissen des PANTA RHEI WQ Modells für den Zeitraum 2009 bis 2013 mit konstanten Randbedingungen der Landnutzung und punktuellen Einträge des Referenzjahres 2013.



**Abb. 7.32:** Mittlere TP-Frachten in das Thi Vai Ästuar. Dargestellt sind die mittleren TP-Frachten in das Thi Vai Ästuar. Belastungsquellen sind die am Ästuar gelegenen Industriezonen (Industrie) sowie die Belastung aus den Zuflüssen (Einzugsgebiet) des Ästuars. Im Falle der Belastung aus den Zuflüssen wird die Gesamt-Fracht in den prozentualen Anteil von punktuellen (Haushaltsabwasser und Gewerbe) sowie diffusen Quellen unterteilt. Für jedes Teileinzugsgebiet des Thi Vai Ästuars ist ein Tortendiagramm dargestellt, in dem der prozentuale Anteil der jeweiligen Landnutzungsart an den diffusen Emissionen aufgeführt ist. Die mittleren Frachten aus dem Einzugsgebiet berechnen sich aus den Simulationsergebnissen des PANTA RHEI WQ Modells für den Zeitraum 2009 bis 2013 mit konstanten Randbedingungen der Landnutzung und punktuellen Einträge des Referenzjahres 2013.

Thi Vai Ästuars durch industrielles Abwasser stark zurückgegangen ist. Die industrielle Abwassermenge hat zwar um etwa 22% zugenommen, jedoch sind die Konzentrationen von  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  im Abwasser deutlich zurückgegangen. Dies ist auf die Inbetriebnahme von Kläranlagen in den einzelnen Industriezonen und auf strengere Kontrollen zurückzuführen. Der Anteil der industriellen Abwasserfrachten von  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  beträgt heutzutage nur noch ca. 2%, 4% und 6% der industriellen Abwasserfracht zur Zeit des Vedan-Skandals.

Mit dem starken Rückgang der industriellen Abwasserbelastung hat sich sowohl der Belastungsschwerpunkt als auch die dominante Belastungsquelle verschoben. Heutzutage macht die industrielle Belastung nur noch einen Anteil von etwa 5%, 7% und 10% der Frachten der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in das Thi Vai Ästuar aus. Heutzutage liefert das Einzugsgebiet den größten Teil der Stofffrachten von  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in das Thi Vai Ästuar. In der Tabelle 7.6 ist der anhand der Simulationsergebnisse berechnete Anteil der punktuellen Quellen an der Gesamtfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$ ,  $TP$  und  $TSS$  sowie des Abflusses der Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars zusammengefasst. Mit Ausnahme von  $TP$  ist der Anteil der punktuellen Quellen an der Gesamtfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TSS$  für alle Teileinzugsgebiete geringer als der diffuse Anteil. Im Vergleich zu den übrigen Teileinzugsgebieten weisen die Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac mit einem Anteil der Landnutzungsklasse Siedlung von 5 - 8% einen relativ geringen Anteil auf. Der Anteil der punktuellen Quellen an der Gesamtfracht der Einzugsgebiete ist relativ gering und liegt für die Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in einem Bereich von 2-3%, 3-6% und 5-11%. Die Teileinzugsgebiete Ba Ky, Ben Ngu und Muong sind direkt am Thi Vai Ästuar gelegen und enthalten eine oder mehrere Industriezonen. Die Siedlungen im Umfeld der Industriezonen haben in den letzten Jahren ein starkes Wachstum erfahren. Der Flächenanteil der Landnutzungsklasse Siedlung liegt in den Teileinzugsgebieten Ba Ky, Ben Ngu und Muong bei 18%, 25% und 62%. Der Einfluss der punktuellen Quellen ist in Bezug auf die P-Frachten am größten. In Ben Ngu nehmen die punktuellen Quellen einen geschätzten Anteil von 68% an der gesamten P-Fracht des Teileinzugsgebietes ein, während dieser im Falle der Einzugsgebiete Ba Ky und Muong 37% und 35% ausmacht.

Der Frachtanteil der diffusen Quellen an der Gesamtfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  der Teileinzugsgebiete wird stark durch die Landnutzung der jeweiligen Teileinzugsgebiete bestimmt. In allen Teileinzugsgebieten nimmt der Stoffaustrag von Kautschukplantagen einen bedeutenden Anteil an der diffusen Stofffracht ein. Besonders dominant ist dieser in den Teileinzugsgebieten Bung Mon und Suoi Ca. In diesen Teileinzugsgebieten nimmt der Anteil der Landnutzung Kautschukplantagen einen Anteil von etwa 80% der jeweiligen Teileinzugsgebietsfläche ein. In den Teileinzugsgebieten Cau Vac und Ba Ky spielt außerdem der Stoffaustrag von den Landnutzungen einjährige Nutzpflanzen (Cau Vac) und Reis (Ba Ky) eine bedeutende Rolle. Im Bezug auf den Parameter  $BOD_5$  ist der Stoffaustrag von der Landnutzung Siedlung besonders bedeutsam. Der diffuse Stoffaustrag von  $BOD_5$  von Siedlungsflächen ist im Vergleich zu den anderen Landnutzungsklassen etwa doppelt so groß. Im Falle der Teileinzugsgebiete Ba Ky, Ben Ngu und

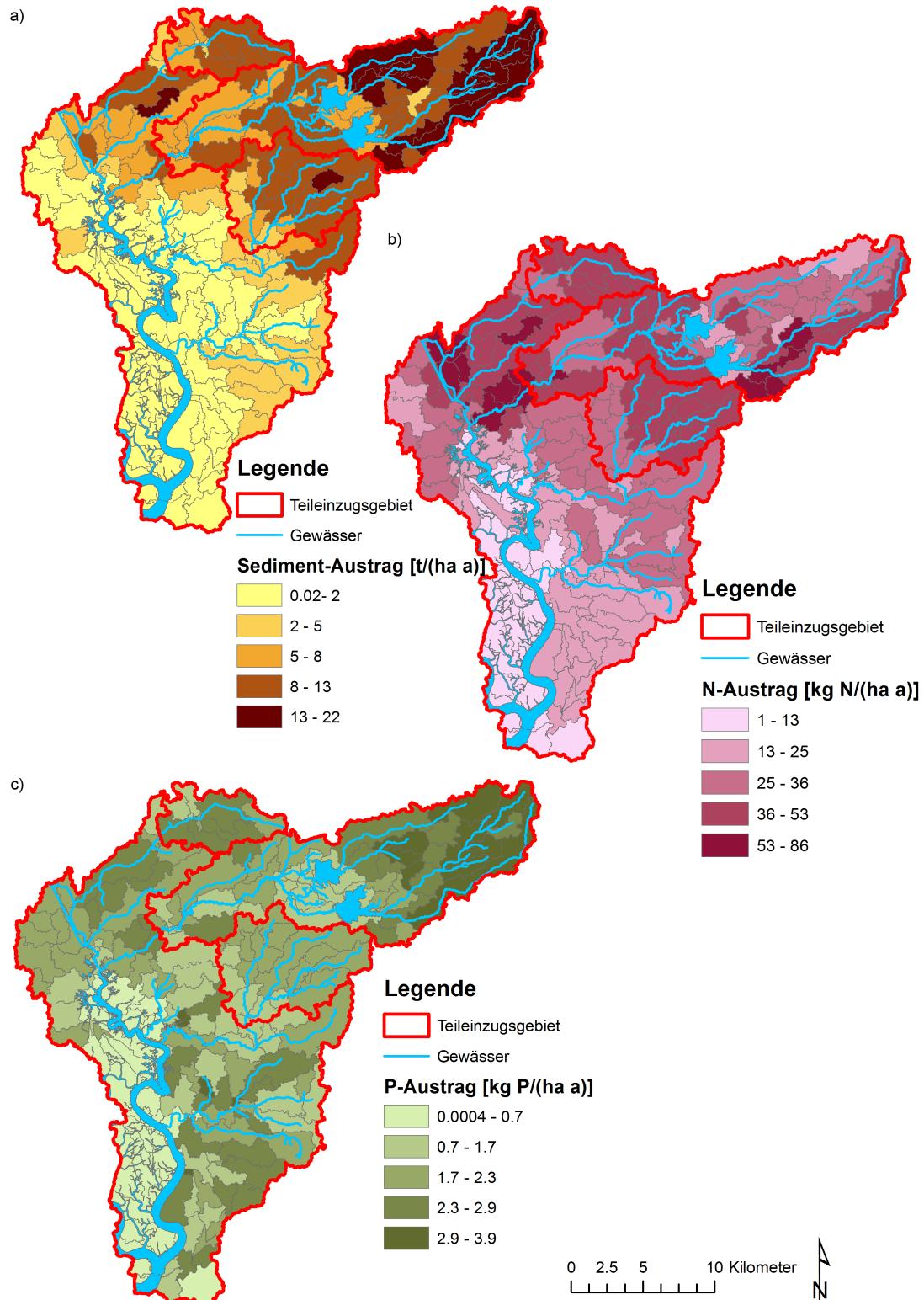
Muong, die hohe Anteile an der Landnutzungsklasse Siedlung aufweisen, ist der Anteil der Landnutzungsklasse Siedlung an der diffusen Stofffracht von  $BOD_5$  36%, 66% und 89%.

**Tab. 7.6:** Berechneter Anteil der punktuellen Quellen an der Gesamtfracht der Stoffe biologischer Sauerstoffbedarf  $BOD_5$ , Gesamtstickstoff  $TN$ , Gesamtphosphor  $TP$  und suspendierte Feststoffe  $TSS$  sowie des Abflusses  $Q$  der Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars.

Teileinzugsgebiet	$BOD_5$	$TN$	$TP$	$TSS$	$Q$
	Anteil [%]				
Suoi Ca	2	3	6	0,1	0,2
Suoi Ca (gesamt)	2	2	5	0,1	0,2
Bung Mon	3	6	11	0,2	0,3
Ba Ky (mit Bung Mon)	12	18	37	1,0	1,3
Ben Ngu	25	39	68	6	3,5
Cau Vac	2	3	8	0,1	0,2
Cau Vac (gesamt)	2	3	7	0,1	0,2
Muong	8	27	35	4	2
Thi Vai (gesamt)	8	13	25	0,6	0,1

In Abbildung 7.33 wird der simulierte mittlere jährliche Austrag pro Teilfläche von a) Sediment, b) Gesamtstickstoff und c) Gesamtphosphor aus dem Einzugsgebiet in die Gewässer dargestellt. Im Falle von Sediment wurde ein mittlerer jährlicher Bodenabtrag von 0,02 bis  $22 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  simuliert mit einem mittleren Bodenabtrag von  $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im Bereich der Flussniederung des Thi Vai Ästuars, die nur ein sehr geringes Gefälle aufweist, sind die Bodenerosionsraten mit  $0,02\text{--}2 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gering. Mit zunehmendem Gefälle in nordöstlicher Richtung des Einzugsgebietes ist ein deutliches Ansteigen des mittleren jährlichen Bodenabtrags auf bis zu  $22 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  festzustellen. Angaben über einen tolerierbaren Bodenverlust im Bereich der sommerfeuchten Tropen schwanken in einem Bereich von 3 bis  $14 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Tadesse, 2001; El-Swaify et al., 1982). Es wird häufig argumentiert, dass der tolerierbare Bodenverlust in Bezug auf die Bodenbildung in einem Bereich von  $3\text{--}6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegen sollte. Aus ökonomischen und politischen Gesichtspunkten wird aber häufig ein höherer Wert von  $10\text{--}14 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  angesetzt (Montgomery, 2007; Bieger, 2013). Weite Teile des Einzugsgebietes, besonders im nordöstlichen Teil, überschreiten diesen tolerierbaren Bereich. Setzt man einen Grenzwert von  $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an, wird dieser auf 15% der Einzugsgebietsfläche überschritten. Wird jedoch ein Grenzwert von  $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  angesetzt, wird dieser auf 41% der Einzugsgebietsfläche des Thi Vai überschritten.

Der simulierte Austrag von N und P ist ebenfalls im Bereich der Flussniederung gering. Insbesondere am westlichen Ufer des Thi Vai, welches von Mangrovenwäldern eingenommen wird, sind besonders geringe Nährstoff- und Sedimentausträge zu verzeichnen. Die simulierten Nährstoffausträge in diesen Teilen des Einzugsgebietes liegen in einem Bereich wie er für Wald auch in anderen Studien unter ähnlichen Bedingungen beobachtet wurde (Recha et al., 2013; Tadesse, 2001). Da sich das westliche Ufer des Thi Vai jedoch im Gezeitenbereich des Thi Vai Ästuars befindet, können hier weitere Prozesse der Stoffumsetzung und des Stofftransportes eine große Rolle spielen, die von



**Abb. 7.33:** Darstellung des simulierten mittleren jährlichen a) Sediment-Austrag, b) Stickstoffaustrags und c) Phosphoraustrags pro Teilfläche des Thi Vai Einzugsgebietes und seiner Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac.

dem Modellsystem PANTA RHEI WQ nicht berücksichtigt werden. Im Rahmen des Forschungsprojektes EWATEC-COAST werden die Transport- und Umsetzungsprozesse im Mangrovenwald des Thi Vai Ästuars innerhalb eines weiteren Teilprojektes gezielt erforscht (Meon et al., 2014). Der simulierte mittlere jährliche Export von Stickstoff liegt in einem Bereich von 1 bis  $86 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  und im Mittel bei  $27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Der simulierte mittlere jährliche Export von Phosphor liegt in einem Bereich von 0,0004 bis  $3,9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  und im Mittel bei  $1,7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Ähnlich wie im Falle von Sediment ist auch in Bezug auf den Export von N und P ein Anstieg des Exportes im östlichen Bereich des Einzugsgebiets zu erkennen. Insbesondere die räumlichen Verteilungsmuster des Sediment- und des Phosphorausstrages ähneln sich. Dies ist auch zu erwarten, da der simulierte P-Austrag stark an den Prozess der Erosion gebunden ist. Der simulierte N-Austrag wird weniger stark durch das Gefälle geprägt. Der Stickstoffaustrag wird neben dem lateralen Austrag in Folge von Oberflächenabfluss und Erosion zusätzlich durch den Austrag über das Grundwasser geprägt. Generell ist der simulierte mittlere N- und P-Austrag von Teilflächen, die durch Reis- und Maisanbau geprägt sind, höher als von Teilflächen, die durch Kautschukanbau geprägt sind (siehe Kapitel 7.2.1). Daher werden im nordwestlichen Teil des Thi Vai Einzugsgebietes, im Mündungsbereich des Suoi Ca Flusses und des Ba Ky Kanals, N-Austräge von 36 bis  $86 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  und P-Austräge von  $1,7 - 2,9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  simuliert.

Die dominante Belastungsquelle des Thi Vai Ästuars in Bezug auf die Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  hat sich von den industriellen Abwässern hin zu den diffusen und punktuellen Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet des Thi Vai verschoben. In Verbindung mit dem Wegfallen des lokalen Belastungsschwerpunktes um die Firma Vedan hat sich ein neuer Belastungsschwerpunkt im Thi Vai Ästuar eingestellt. Als kritischer Belastungsschwerpunkt im Thi Vai Ästuar ist heutzutage der Oberlauf des Thi Vai im Bereich der Messstelle Long Tho zu sehen. Zum einen werden in diesem Bereich 50 bis 60% der Gesamtfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in das Thi Vai Ästuar eingeleitet. Zum anderen ist der Thi Vai Ästuar im Oberlauf besonders sensitiv gegenüber Stoffeinleitungen, da hier das Verdünnungsvolumen gering ist und die Verweilzeit der Stoffe in Folge der Gezeiten hoch ist (Zeunert, 2015). Auch das Teileinzugsgebiet Muong im Bereich der Messstelle Phu My hat sich zu einem bedeutenden Belastungsschwerpunkt am Thi Vai Ästuar, besonders in Bezug auf die Parameter  $TP$  und  $BOD_5$ , entwickelt. Aufgrund der geringeren Distanz zum Meer und dem daraus folgenden wesentlich größeren Verdünnungsvolumen und der geringeren Verweilzeit ist das Thi Vai Ästuar in diesem Bereich jedoch wesentlich unempfindlicher gegenüber Stoffeinleitungen als es an der Messstelle Long Tho der Fall ist.



## **7.6 Belastung des Thi Vai Einzugsgebietes unter prognostizierter Entwicklung von Landwirtschaft und Bevölkerung**

Nachfolgend wird am Beispiel des Thi Vai Einzugsgebietes die Eignung des kalibrierten PANTA RHEI WQ Modells für Prognosen mit veränderten Randbedingungen nachgewiesen. Die Region um das Thi Vai Ästuar hat in dem letzten Jahrzehnt eine enorme wirtschaftliche Entwicklung erlebt. Zum Beispiel hat die Bevölkerung der teilweise im Einzugsgebiet des Thi Vai Ästuars gelegenen Provinzen Long Thanh und Nhon Trach in den letzten 10 Jahren (2005 - 2014) um etwa 65% und die Anzahl der Unternehmen um etwa 195% zugenommen. Nach dem Entwicklungsplan der Regierung von Vietnam soll die Region um das Thi Vai Ästuar ein geförderter Entwicklungsschwerpunkt bleiben (Thao et al., 2014). In dem vorangegangenen Kapitel wurde gezeigt, dass die Wasserqualität des Thi Vai Ästuars in Bezug auf die Belastung des Sauerstoffhaushaltes und des Nährstoffhaushaltes in den letzten Jahren verbessert werden konnte. Des Weiteren wurde gezeigt, dass das Einzugsgebiet des Thi Vai Ästuars in den letzten Jahren als Belastungsquelle in den Vordergrund getreten ist. Daher ist eine Prognose über die zukünftige Entwicklung der Belastung des Thi Vai Ästuars aus dem Einzugsgebiet bedeutend für ein erfolgreiches Wasserqualitätsmanagement des Thi Vai Ästuars und des Einzugsgebietes selbst.

In diesem Kapitel wird eine Prognose der Belastung des Thi Vai Einzugsgebietes bzw. des Thi Vai Ästuars unter einer möglichen Entwicklung von Landwirtschaft, Bevölkerung und Gewerbe gegeben. Aufgrund der schnellen und dynamischen Entwicklung dieser aufstrebenden Region ist eine Prognose über die Entwicklung der Region sehr ungewiss. Aus diesem Grund wurde ein Entwicklungsszenario für die nahe Zukunft der Thi Vai Region angestrebt. Das Entwicklungsszenario wurde anhand des statistischen Jahrbuchs der Provinz Dong Nai abgeleitet, indem der Entwicklungstrend der Provinzen Long Thanh und Nhon Trach der letzten 5 Jahre (2010 - 2014) in die Zukunft extrapoliert wurde. Das Entwicklungsszenario kann also als eine Prognose der nahen Zukunft bis etwa 2020 betrachtet werden.

Basierend auf dem Entwicklungstrend der letzten 5 Jahre wurde für das Thi Vai Einzugsgebiet eine Zunahme der Bevölkerung um 20% abgeschätzt. Die Anzahl der Unternehmen soll um etwa 35% zunehmen. Diese Vorgaben werden im Modell in Form einer Zunahme der punktuellen Einleitungen von häuslichem Abwasser und einer Zunahme von punktuellen Einleitungen aus Gewerbe umgesetzt. Der Anteil an Kautschukplantagen hat einen Rückgang von etwa 20% erfahren. Davon sind etwa 4% der Landnutzungsklasse Reis zugute gekommen und 6% dem Anteil einjähriger Nutzpflanzen. Der Anteil von besiedelten Flächen hat um etwa 10% zugenommen. Die Simulation des Entwicklungsszenarios erfolgt mit den meteorologischen Randbedingungen des Kalibrierungszeitraumes. Hierzu ist anzumerken, dass im Rahmen des Forschungsvorhabens EWATEC-COAST vom Autor auch Simulationen über längere Zukunftszeiträume (2045-2066) unter Nutzung von meteorologischen Datenfeldern aus der Klimafolgenforschung

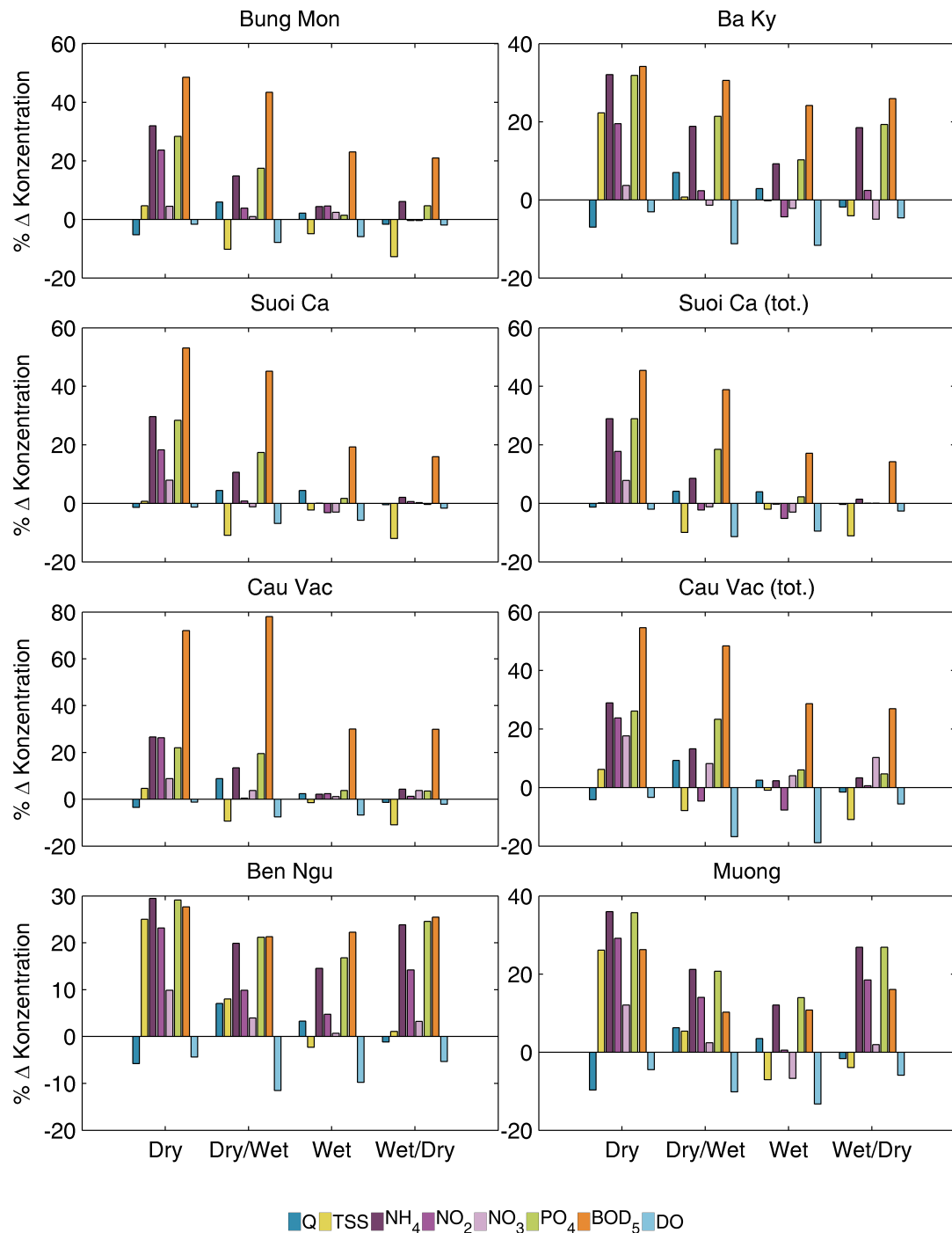


durchgeführt wurden. Diese Arbeiten sprengen jedoch den Rahmen der Dissertation, Veröffentlichungen hierzu sind in Bearbeitung.

Basierend auf den Simulationsergebnissen des Entwicklungsszenarios wird eine Prognose der Änderung der Konzentrationen und der Frachten an den Pegeln des Thi Vai Ästuars gegeben. Als Referenz für den Ist-Zustand dient das Wasserhaushaltsjahr 2013. Dabei stehen die Parameter  $TSS$ ,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $PO_4$ ,  $BOD_5$  und  $DO$ , für die ein Grenzwert nach dem vietnamesischem Standard vorliegt, im Fokus der Betrachtung. Es muss jedoch beachtet werden, dass eine direkte Betrachtung der Änderung der Konzentrationen bzw. der Wasserqualität nur an den Pegeln der Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac möglich ist, da diese Pegel außerhalb des Einflussbereiches der Tide liegen. Die Pegel der Teileinzugsgebiete Ba Ky, Suoi Ca (gesamt), Ben Ngu, Cau Vac (gesamt) und Muong liegen hingegen im Einflussbereich der Gezeiten. Da PANTA RHEI WQ ein hydrologisches und kein hydrodynamisches Modellsystem ist, ist es nicht in der Lage, tidebedingte Rückstaueffekte zu modellieren. Somit können die simulierten Konzentrationen an den gezeitenbeeinflussten Pegeln nicht direkt betrachtet werden. Jedoch kann das Änderungssignal der Konzentrationen und Frachten an diesen Pegeln in Folge des Entwicklungsszenarios betrachtet werden. Nichtsdestotrotz kann das Modellsystem PANTA RHEI WQ genutzt werden, um saisonale oder jährliche Stofffrachten in das Thi Vai Ästuar zu quantifizieren.

In der Abbildung 7.34 erfolgt ein saisonaler Vergleich der Änderung der mittleren simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter sowie des Abflusses des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. Für die saisonale Betrachtung wird das Jahr in die Quartale Trockenzeit (Dry), Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit (Dry/Wet), Regenzeit (Wet) und Übergangszeit von der Regen- zur Trockenzeit (Wet/Dry) unterteilt. Betrachtet man zunächst den Abfluss, ist für alle Pegel ein einheitliches Muster zu erkennen. Im Mittel verringert sich der Abfluss in der Trockenzeit um 7%. Hingegen ist in der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit und während der Regenzeit ein Anstieg des Abflusses um 8% und 5% festzustellen. In der Übergangszeit von der Regen- zur Trockenzeit verringert sich der Abfluss im Mittel um 3%. Aufgrund des erhöhten Anteils an versiegelter Fläche ist während der regenreichen Monate eine leichte Zunahme des Abflusses infolge eines erhöhten Oberflächenabflusses zu beobachten. Dadurch verringert sich die Grundwasserneubildung, sodass der Basisabfluss in den trockenen Monaten geringer ausfällt. Das Modellsystem reagiert somit plausibel auf die Landnutzungsänderungen im Thi Vai Einzugsgebiet.

Für die Parameter  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $PO_4$  und  $BOD_5$  ist generell eine Zunahme der Konzentration zu beobachten, wohingegen für den Parameter  $DO$  eine generelle Abnahme festzustellen ist. Für die Parameter  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $PO_4$  und  $BOD_5$  ist in der Trockenzeit mit 31% 20% 30% und 36% eine deutliche Änderung der mittleren Konzentrationen zu erkennen. Dies ist auf den leicht verringerten Abfluss und die erhöhte Abwasser-einleitung zurückzuführen. Auch in der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit



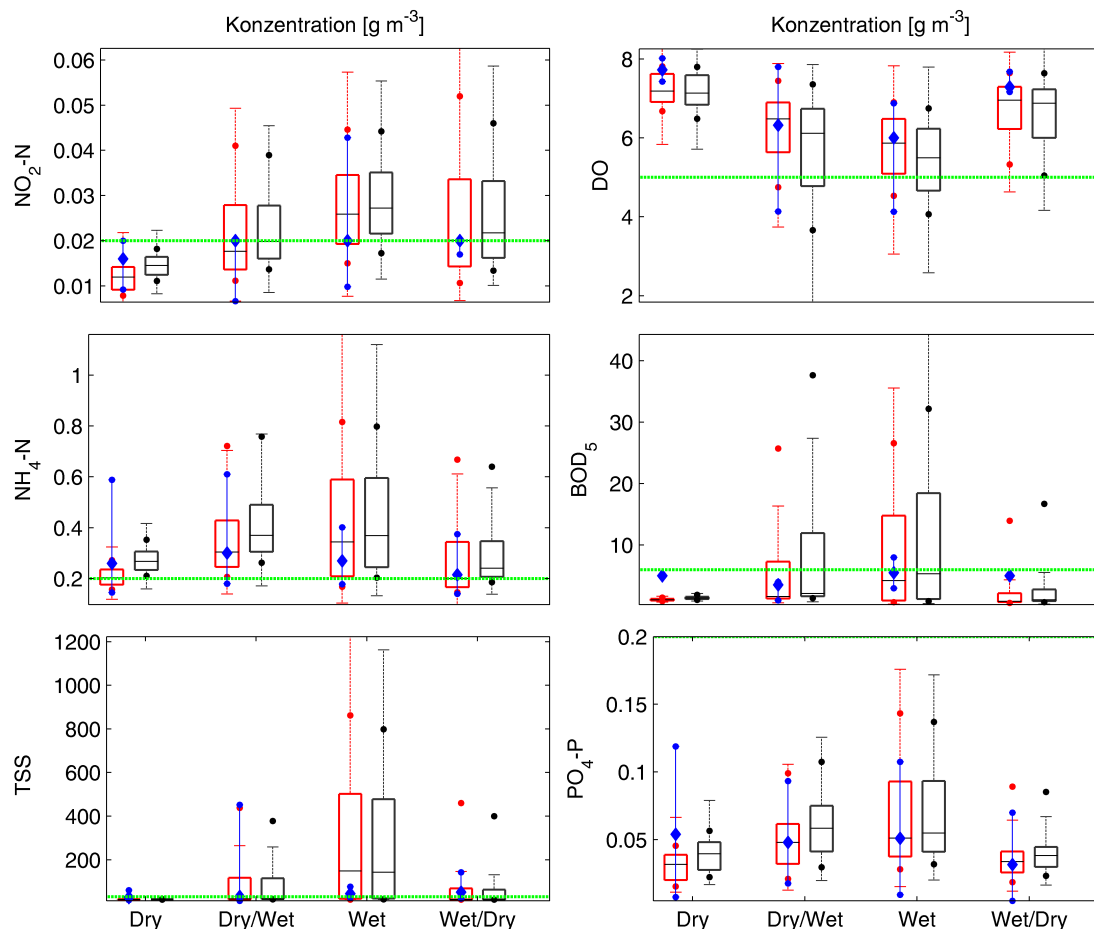
**Abb. 7.34:** Saisonaler Vergleich der Änderung der mittleren simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter sowie des Abflusses des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes (Trockenzeit = Dry und Regenzeit = Wet [Dry: Januar, Februar, März; Dry/Wet: April, Mai, Juni; Wet: Juli, August, September; Wet/Dry: Oktober, November, Dezember])

ist eine deutliche Erhöhung der mittleren simulierten Konzentrationen der Parameter  $NH_4$ ,  $PO_4$  und  $BOD_5$  mit 19%, 21% und 30% zu erkennen. Während der Trockenzeit sammeln sich auf den versiegelten Flächen Schadstoffe in Form von Schmutz und Unrat an (Build-Up/Wash-Off). Daher werden zu Beginn der Regenzeit von den versiegelten Flächen erhöhte Schmutzfrachten ausgetragen. Dieser Effekt verringert sich im Laufe der Regenzeit. Für den Parameter Sauerstoff ist während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Regen- zur Trockenzeit eine leichte Abnahme der gelösten Sauerstoffkonzentration um im Mittel 4 bis 6% festzustellen. In dieser Zeit steht der erhöhten Sauerstoffzehrung aufgrund günstiger Bedingungen ein erhöhter Sauerstoffeintrag durch Photosynthese und atmosphärischer Belüftung gegenüber. In der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit und in der Regenzeit hingegen verringert sich die Photosyntheseleistung und die atmosphärische Belüftung. Die  $DO$ -Konzentration fällt dann im Mittel um 12 bis 13% geringer aus. Für die Teileinzugsgebiete Ba Ky, Ben Ngu und Muong, die die höchste Bevölkerungsdichte und den größten prozentualen Flächenanteil der Landnutzungsklasse Siedlung aufweisen, ist das Änderungssignal der mittleren Konzentration tendenziell stärker ausgeprägt.

Für den Parameter  $NO_3$  ist das Änderungssignal mit im Mittel -5 bis 4% weniger deutlich ausgeprägt. Auch das Änderungssignal des Parameters  $TSS$  ist weniger deutlich ausgeprägt. Tendenziell ist eine Verringerung der  $TSS$ -Konzentration während der regenreichen Monate festzustellen, da der Bodenabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen gegenüber dem der versiegelten Flächen überwiegt. In der Trockenzeit hingegen wird aufgrund der erhöhten  $TSS$ -Fracht im Abwasser ein mittlerer Anstieg der  $TSS$ -Konzentration um 18% simuliert.

Exemplarisch erfolgt in der Abbildung 7.35 der saisonale Vergleich der simulierten Konzentrationen der Wasserqualitätsparameter  $TSS$ ,  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $PO_4$ ,  $BOD_5$  und  $DO$  des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungsszenarios am Pegel Bung Mon. Da die mittlere Konzentrationsänderung des Parameters  $NO_3$  kaum ins Gewicht fällt und die  $NO_3$ -Konzentrationen an allen Pegeln deutlich unter dem Grenzwert liegen (siehe Kapitel 7.2), wird dieser Parameter an dieser Stelle nicht dargestellt. Die Simulationsergebnisse der übrigen Pegel sind in den Abbildungen F.6 bis F.9 im Anhang zu finden. Als Orientierung sind zusätzlich zu den Simulationsergebnissen die Messwerte an der Messstelle Bung Mon angegeben.

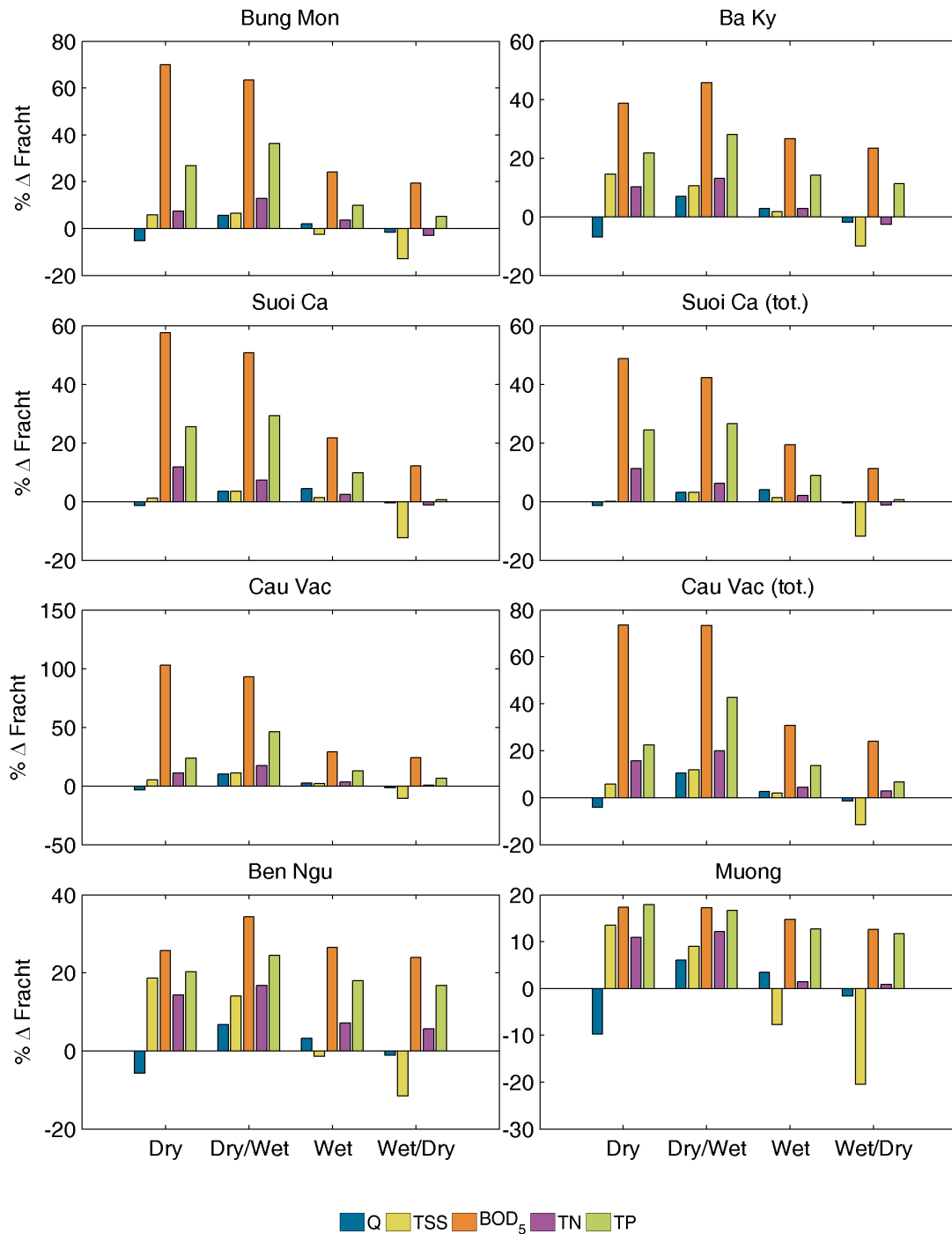
Es ist zu erkennen, dass es in Bezug auf die Parameter  $NH_4$  und  $NO_2$  zu einer Verschärfung der Belastungssituation kommt. Insbesondere im Falle des Parameters  $NH_4$  führt die punktuelle Belastung durch Abwasser zu einer etwa 90%igen Überschreitung der Grenzwertkonzentration während der Trockenzeit. Auch im Falle der Parameter  $DO$  und  $BOD_5$  kommt es zu einer deutlichen Verschärfung der Belastungssituation während der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit und während der Regenzeit. Wie bereits beschrieben, ist dies auf den erhöhten Schmutzfrachteintrag von versiegelten Flächen in Verbindung mit einem verringerten Sauerstoffeintrag durch Photosynthese und atmosphärische Belüftung während dieser Zeit zurückzuführen. Für den Parameter  $PO_4$



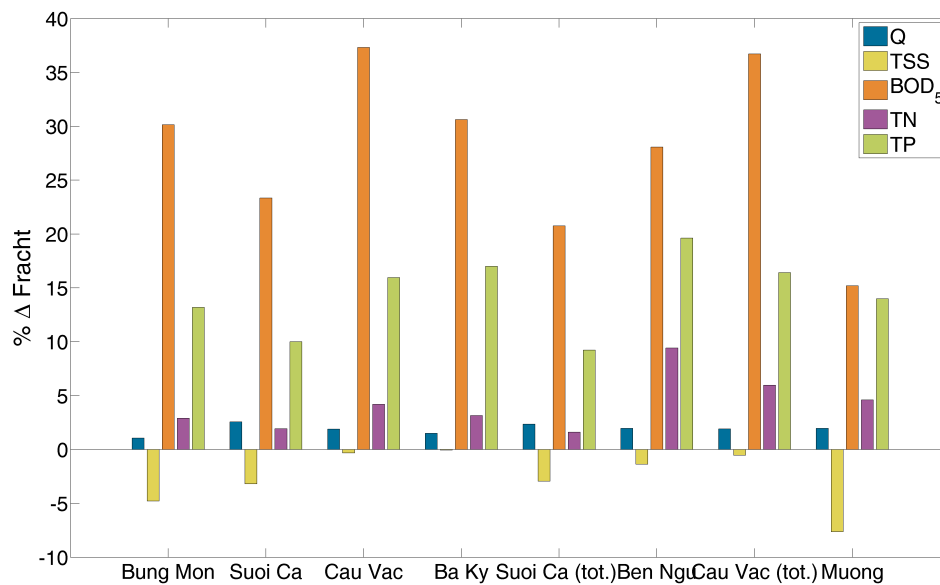
**Abb. 7.35:** Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungsszenarios am Pegel Bung Mon. Die Visualisierung erfolgt in Form eines Boxplots: Ist-Zustand ; Entwicklungsszenario . Zusätzlich wird das 10er und 90er Perzentil angegeben: Ist-Zustand ●; Entwicklungsszenario ◆. ◆ gibt den Median und ● das 10er und 90er Perzentil der Messwerte an. - - - Grenzwertkonzentration nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt. Trockenzeit = Dry und Regenzeit = Wet [Dry: Januar, Februar, März; Dry/Wet: April, Mai, Juni; Wet: Juli, August, September; Wet/Dry: Oktober, November, Dezember])

wurde ein deutlicher Anstieg der mittleren Konzentration während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit um 32 und 22 % simuliert. Jedoch führt dieser Konzentrationsanstieg nicht zu einem Überschreiten der Grenzwertkonzentration von  $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ . Während der regenreichen Monate wird die Grenzwertkonzentration für den Parameter *TSS* massiv überschritten. Dies ist primär auf die Bodenerosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuführen (siehe Kapitel 7.2). Die leichte Reduzierung der mittleren *TSS*-Konzentration um etwa 5 bis 10% ist, in Bezug auf die hohe Grenzwertüberschreitung während dieser Zeit, kaum relevant.

Analog zu der Darstellung in der Abbildung 7.34 erfolgt in der Abbildung 7.36 der saisonale Vergleich der Änderung von der simulierten Frachten der Wasserqualitätsparameter *TSS*, *BOD<sub>5</sub>*, *TN* und *TP* des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. Zusätzlich wird in der Abbildung 7.37 der Vergleich der Änderung von der simulierten Jahresfracht der betrachteten Wasserqualitätspara-



**Abb. 7.36:** Saisonaler Vergleich der Änderung der simulierten Frachten verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. (Trockenzeit = Dry und Regenzeit = Wet [Dry: Januar, Februar, März; Dry/Wet: April, Mai, Juni; Wet: Juli, August, September; Wet/Dry: Oktober, November, Dezember])



**Abb. 7.37:** Vergleich der Änderung der simulierten Jahresfracht verschiedener Wasserqualitätsparameter sowie des mittleren Abflusses des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes.

meter sowie des mittleren Abflusses des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes gezeigt. Mit Ausnahme des Parameters *TSS* ist für die betrachteten Wasserqualitätsparameter ein Anstieg der simulierten Fracht zu erkennen. Wie im Falle der Konzentrationen ist das deutlichste Änderungssignal der Frachten während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit festzustellen. Am größten ist die Änderung der *BOD<sub>5</sub>*-Frachten mit im Mittel 34% und 38% während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit, gefolgt von der Änderung der *TP*-Fracht mit im Mittel 21 und 27%. Die mittlere Änderung der *TN*-Fracht während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit fällt mit 12 und 15% geringer aus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ein Teil der zugeführten *TN*-Fracht durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse verloren geht. Im Mittel ist auch im Falle von *TSS* eine Erhöhung der Fracht während der Trockenzeit und der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit festzustellen. Dies ist insbesondere an den Pegeln Ba Ky, Ben Ngu und Muong, die die höchste Bevölkerungsdichte und den größten prozentualen Flächenanteil der Landnutzungs-kategorie Siedlung aufweisen, der Fall. In der Regenzeit und in der Übergangszeit von der Regen- zur Trockenzeit wird eine Abnahme der *TSS*-Fracht um -1 bis -11% simuliert.

Zusammenfassend wird festgehalten, dass das entwickelte PANTA RHEI WQ Modell den Einfluss von geänderten Randbedingungen auf die Hydrologie und die Wasserqualität des Thi Vai Einzugsgebietes aus prozesstechnischer Sicht überzeugend prognostiziert.

### **7.7 Zusammenfassung der Ergebnisse der weiterführenden Anwendungsbeispiele im Thi Vai Einzugsgebiet**

Anhand der weiterführenden Untersuchungen wurden weitere Anwendungsmöglichkeiten des entwickelten Modellsystems am Beispiel des Thi Vai Einzugsgebietes sowie die Prognosefähigkeit des Modellsystems mit veränderten Randbedingungen aufzeigt.

Das Modell wurde genutzt, um aktuelle Belastungsquellen im Thi Vai Einzugsgebiet und Belastungsschwerpunkte des Thi Vai Ästuars zu identifizieren. Anhand der Simulationsergebnisse konnte gezeigt werden, dass sich mit dem Wegfallen des lokalen Belastungsschwerpunktes um die Firma Vedan ein neuer Belastungsschwerpunkt und Belastungsquelle im Thi Vai Ästuar eingestellt hat. In Bezug auf die Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  waren ehemals industrielle Abwässer die dominante Belastungsquelle des Thi Vai Ästuars. Diese hat sich heutzutage von den industriellen Abwässern hin zu den diffusen und punktuellen Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet des Thi Vai Ästuars verschoben. Als kritischer Belastungsschwerpunkt ist heutzutage der für Belastungen besonders sensitive Oberlauf des Thi Vai Ästuars zu sehen. In diesen gelangen über die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet 50 bis 60% der Gesamtfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in das Thi Vai Ästuar.

Des Weiteren wurde die Prognosefähigkeit des entwickelten Modellsystems anhand eines Entwicklungsszenarios von Landnutzung und Bevölkerung für die nahe Zukunft im Thi Vai Einzugsgebiet überprüft. Generell zeigt sich eine Zunahme der Frachten und Konzentrationen der untersuchten Wasserqualitätsparameter. Besonders in der Trockenzeit und in der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit zeigen sich die stärksten Änderungssignale. Am Beispiel des Teileinzugsgebietes Bung Mon wurde in Bezug auf den vietnamesischen Wasserqualitätsstandard für die Parameter  $NH_4$ ,  $NO_2$  und  $DO$  eine Verschärfung der Belastungssituation aufgezeigt. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass der Einfluss von geänderten Randbedingungen auf die Hydrologie und die Wasserqualität des Thi Vai Einzugsgebietes aus prozesstechnischer Sicht überzeugend prognostiziert werden.



## 8 Zusammenfassung und Ausblick

Ziel der Dissertation war die Entwicklung eines prozessorientierten, ökohydrologischen Modellsystems, das nicht nur den Anforderungen in gemäßigten, sondern auch in tropischen Klimaten gerecht wird. Als besondere Herausforderung für die ökohydrologische Modellierung in den sommerfeuchten Tropen sind die extremen meteorologischen Randbedingungen, die intensive anthropogene Nutzung des untersuchten Einzugsgebietes und die geringe Datenlage anzusehen.

Das Modellsystem war im Rahmen eines deutsch-vietnamesischen Forschungsvorhabens auf ein Einzugsgebiet in den sommerfeuchten Tropen in Südvietnam anzuwenden, zu testen sowie für Prognosen zu verwenden. In dem Forschungsvorhaben erfolgte die Entwicklung eines modellbasierten „Managementsystems“ als Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungswerkzeug zur nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars im Küstenbereich von Südvietnam (Meon et al., 2014). Das Modellsystem besteht aus gekoppelten hydraulischen und hydrologischen Modellen zur Simulation der Wasserquantität und -qualität von Oberflächengewässern. Das Thi Vai Ästuar ist tidebeeinflusst. Daher ist es erforderlich, für den Hauptfluss ein hydrodynamisches Wasserqualitätsmodell anzuwenden, um die komplexe zeitliche und räumliche Dynamik der Wasserquantität und -qualität abzubilden. Das hydrodynamische Wasserqualitätsmodell benötigt die Zuflüsse, Stofffrachten bzw. Konzentrationen von Wasserqualitätsparametern aus dem Einzugsgebiet als Randbedingungen in einer angemessenen zeitlichen Auflösung. Hier setzte die Dissertation an.

Die ökohydrologische Modellierung der Zuflüsse und Wasserqualität dienen zum einen als Randbedingungen für das hydrodynamische Wasserqualitätsmodell des Thi Vai Ästuars. Zum anderen stellen sie eine wichtige Komponente in dem einzugsgebietsübergreifenden Management der Wasserqualität des Thi Vai Ästuars und des Thi Vai Einzugsgebietes selbst dar.

Da zu Beginn der Studie nahezu keine Monitoringdaten zur Wasserquantität und -qualität des Thi Vai Einzugsgebietes vorlagen, wurde im Jahr 2013 ein Monitoringprogramm an den drei wichtigsten Zuflüssen des Thi Vai Ästuars initialisiert und ein Jahr lang betrieben. Neben physikalischen Wasserqualitätsparametern, wie z.B. Temperatur und gelöster Sauerstoff, wurden die chemischen Wasserqualitätsparameter  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $TN$ ,  $PO_4$  und  $TP$  sowie  $TSS$  einmal die Woche erhoben. Der Wasserstand wurde automatisch gemessen und es wurden Abflusskurven zur Generierung von Abflusszeitreihen ermittelt.

### 8.1 Entwicklung des ökohydrologischen Modellsystems PANTA RHEI WQ

Ein wichtiges Teilziel der Dissertation ist die Erweiterung des hydrologischen Modellsystems PANTA RHEI zu einem ökohydrologischen Modellsystem (PANTA RHEI WQ), das den Anforderungen der sommerfeuchten Tropen gerecht wird. PANTA RHEI ist ein hydrologisches, semi-distributives „State of the Art“ Modellsystem, das über eine

grafische Benutzeroberfläche und definierte Schnittstellen zu Datenbanken und geographischen Informationssystemen verfügt und somit eine benutzerfreundliche Bedienung erlaubt. PANTA RHEI hebt sich durch sein physikalisch basiertes Bodenwassermodell von hydrologischen Modellen ab, die auf dem reinen Curve Number Ansatz basieren. Des Weiteren werden in PANTA RHEI zwei Speicher genutzt, um den Grundwasserabfluss zu beschreiben. Dies wirkt sich vorteilhaft bei der Simulation des Basisabflusses aus, besonders während ausgedehnten Trockenzeiten, wie es in den sommerfeuchten Tropen der Fall ist. Das Modellsystem PANTA RHEI wurde um folgende neue Module erweitert:

1. Terrestrischer, biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)
2. Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement
3. Erosion
4. Punktuelle Quellen und Siedlungsabwässer
5. Wasserqualität

Ein besonderer Entwicklungsschwerpunkt wurde dabei auf die Module 1 und 5 gelegt. Neben der Entwicklung und Implementierung der neuen Module, stellte die Verknüpfung der neuen Module untereinander sowie die Verknüpfung mit den bestehenden hydrologischen Modulen eine besondere Herausforderung dar.

Das entwickelte ökohydrologische Modellsystem PANTA RHEI WQ umfasst integrierte Wasserqualitätsroutinen, die eine Interaktion zwischen der aquatischen Biomasse (Algen, Periphyton), Sauerstoff, Nährstoffen (N, P), Detritus und Sediment berücksichtigt. Darüber hinaus werden differenzierte Stoffformen, wie z.B.  $NH_4$ ,  $NO_2$  oder  $NO_3$ , betrachtet. Weiterhin ermöglicht das Modellsystem PANTA RHEI WQ einen Rechenzeitschritt unter einem Tag. Daher kann über eine rein frachtbezogene Betrachtung hinausgegangen und auch Konzentrationen an den jeweiligen Pegeln untersucht werden.

Im Falle des Teilmodules 1 „terrestrischer biogeochemischer Stoffkreislauf (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor)“ stellte die von [Wellen et al. \(2015\)](#) geforderte Integration der Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor einen Entwicklungsschwerpunkt dar. Die Grundstruktur des CNP-Modules basiert auf dem von [Kemanian et al. \(2011\)](#) entwickelten Modell C-Farm, welches auch in dem international angewendeten ökohydrologischen Modellsystem SWAT implementiert wurde. Wie in Kapitel 3.1 dargelegt, wird die zeitliche Dynamik der N-Mineralisierung in diesem Ansatz überschätzt. Um die zeitliche Dynamik der Nährstoffmineralisierung realistischer zu simulieren, wurde ein konzeptioneller, biomasse-assoziiertes Nährstoff-Pool eingeführt. Dadurch wird es ermöglicht, die temporäre Zwischenspeicherung von Stickstoff und Phosphor in der mikrobiellen Biomasse zu simulieren. Die Mineralisierung bzw. Immobilisierung von Nährstoffen erfolgt mittels einem Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz. Dieser stellt die stöchiometrischen Anforderungen der mikrobiellen Biomasse, in Abhängigkeit des C:N und C:P Verhältnisses des Substrates, ins Zentrum der Umsatzprozesse im Boden. Weiterhin wird

im Falle von Stickstoff die Mineralisierung und Nitrifikation über die anorganischen Stoffkompartimente  $NH_4$ ,  $NO_2$  und  $NO_3$  betrachtet. Die integrierte Darstellung der biogeochemischen Stoffkreisläufe von C, N und P in PANTA RHEI WQ ist somit im Vergleich zu SWAT und seinen Derivaten sowie zu dem ökohydrologischen Modellsystem HSPF, in denen die Prozesse von C, N und P weitestgehend losgelöst voneinander betrachtet werden, deutlich prozessorientierter. Die gewählte Modellkomplexität liegt dennoch unter der von spezialisierten biogeochemischen Stoffkreislaufmodellen, wie z.B. DNDC.

In den sommerfeuchten Tropen werden die Umsatzprozesse im Boden sowie die phänologische Entwicklung der Vegetation maßgeblich durch den Umweltfaktor Bodenfeuchte kontrolliert. Daher wurden verbesserte Funktionen zur Simulation des Einflusses der Bodenfeuchte auf die Umsatzprozesse von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden implementiert (Porporato et al., 2003; Fujita et al., 2013). Die phänologische Entwicklung der Vegetation wird in PANTA RHEI WQ zum einen durch den *GSI* bestimmt, welcher von der Lufttemperatur, der Tageslänge und dem Sättigungsdefizit abhängig ist. Zum anderen beeinflusst die Bodenfeuchte, welche im Bereich der sommerfeuchten Tropen den maßgeblichen Trigger für den Start der Vegetationsperiode darstellt (Strauch and Volk, 2013), die Entwicklung der Vegetation.

Die Transformationsprozesse des Wasserqualitätsmodules von PANTA RHEI WQ orientieren sich an der Struktur von VUB-QUAL (van Griensven and Bauwens, 2003), welches eine Weiterentwicklung des Wasserqualitätsmodells QUAL2K (Brown and Barnwell, 1987) darstellt. Zentrale Defizite, die im Rahmen der Literaturstudie identifiziert wurden, sind eine nicht geschlossene Massenbilanz, fehlende Sedimentkompartimente und die Vernachlässigung von Periphyton bzw. Makrophyten. Um den genannten Defiziten entgegenzuwirken, wurde der BOD durch das Kompartiment organischer Kohlenstoff ersetzt. Die tote organische Substanz (Detritus) wird nun durch die drei Kompartimente organischer Kohlenstoff, organischer Stickstoff und organischer Phosphor dargestellt. Die Abbaurate und die Sedimentationsrate für diese drei Kompartimente ist jeweils identisch. Um den sedimentierten Detritus zu erfassen und die Massenbilanz zu schließen, wurden zusätzlich drei Sedimentkompartimente eingeführt, die den im Sediment gespeicherten Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor erfassen. Das Sediment wird dabei nicht als rein anorganisches Kompartiment aufgefasst, sondern umfasst auch in lebender Biomasse, wie Periphyton und Makrophyten, gebundene Stoffe.

Der Transport von Stoffen in Gewässern erfolgt durch die Prozesse Advektion und Dispersion. In komplexen hydrodynamischen Gewässergütemodellen wie CE-QUAL-W2 oder DELFT3D werden die Transportprozesse anhand der Advektions-Dispersions-Gleichung beschrieben, wohingegen in vereinfachten hydrologischen Wasserqualitätsmodellen wie SWAT (und seiner Derivate SWIM und ESWAT) der Prozess der Dispersion vernachlässigt wird. Das Transportmodell in PANTA RHEI WQ basiert auf einem modifizierten aggregierten Totzonen Modell („Aggregated Dead Zone Model“, ADZ) (Beer and Young, 1983; Wallis, 1994), das um ein Sedimentkompartiment erweitert wurde. Das ADZ-Modell ist ein konzeptionelles Modell, in dem die komplexen physikalischen

Transportprozesse der Advektion und Dispersion vereinfacht dargestellt werden. Das in PANTA RHEI WQ implementierte Wasserqualitätsmodell schließt somit Defizite, die bei den gängigen ökohydrologischen Modellen, respektive hydrologischen Wasserqualitätsmodellen auftreten. PANTA RHEI WQ weist dennoch im Vergleich zu anderen Wasserqualitätsmodellen, wie z.B. in HSPF oder CE-QUAL-W2, eine moderate Komplexität auf.

## 8.2 Ökohydrologische Modellierung des Thi Vai Einzugsgebiets

Ein weiteres Teilziel war es, das entwickelte ökohydrologische Modellsystem auf das in den sommerfeuchten Tropen im Süden Vietnams gelegene Thi Vai Einzugsgebiet anzuwenden, zu testen sowie für Prognosen zu verwenden. Die ökohydrologische Modellierung des Wasserhaushalts und der Wasserqualität des Thi Vai Einzugsgebietes mit dem entwickelten Modellsystem PANTA RHEI WQ erfolgte in zwei Schritten.

Im ersten Schritt wurde die Kalibrierung des Abflusses und der Wasserqualität der untersuchten Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac vorgenommen. Zusätzlich wurde am Beispiel des Teileinzugsgebietes Bung Mon eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Im zweiten Schritt erfolgten weiterführende Untersuchungen im Thi Vai Einzugsgebiet. Mit diesen sollten exemplarisch weitere Anwendungsmöglichkeiten aufgezeigt und die Prognosefähigkeit des erweiterten ökohydrologischen Modellsystems untersucht werden. Zum einen erfolgte eine Bewertung der diffusen und der punktuellen Belastung des Thi Vai Ästuars und zum anderen wurde eine Prognose der Belastung und Änderung der Wasserqualität des Thi Vai Einzugsgebietes unter der Entwicklung der Landwirtschaft und der Bevölkerung in der nahen Zukunft gegeben.

Die Ergebnisse der Modellkalibrierung zeigen, dass das entwickelte Modellsystem in der Lage ist, die Hydrologie und Wasserqualität der untersuchten Teileinzugsgebiete in einem sub-täglichen Zeitschritt unter Berücksichtigung der lückenhaften und teilweise unsicheren Daten abzubilden. Die untersuchten Teileinzugsgebiete können anhand der Güte der Modellkalibrierung sortiert werden: Bung Mon, Cau Vac, Suoi Ca.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse hat sich gezeigt, dass die Wasserqualitätsprozesse von Stickstoff besonders durch die Umsatz- und Transformationsprozesse auf der Landphase geprägt werden. Mittels des entwickelten CNP-Modules konnte die charakteristische Dynamik der Dekomposition und Mineralisierung in den sommerfeuchten Tropen plausibel nachgebildet werden. Neben dem verwendeten Verfügbarkeits-Bedarfs-Ansatz, welcher die vorübergehende Zwischenspeicherung von Nährstoffen in der mikrobiellen Biomasse berücksichtigt, sind hierbei die verwendeten Bodenfeuchte-Funktionen in Verbindung mit dem physikalisch basierten Bodenwassermodul von PANTA RHEI von Bedeutung.

Des Weiteren haben sich bei der Modellierung der Wasserqualität die Prozessgleichungen zur Berücksichtigung des Periphytons sowie die Berücksichtigung von Sedimentkompartimenten als Schlüsselkomponenten erwiesen. Besonders bedeutend waren diese

Modellkomponenten bei der Modellierung des integrativen Wasserqualitätsparameters gelöster Sauerstoff.

Im zweiten Schritt wurden anhand der weiterführenden Untersuchungen weitere Anwendungsmöglichkeiten des entwickelten Modellsystems am Beispiel des Thi Vai Einzugsgebietes sowie die Prognosefähigkeit des Modellsystems mit veränderten Randbedingungen aufgezeigt.

Das Modell wurde genutzt, um aktuelle Belastungsquellen im Thi Vai Einzugsgebiet und Belastungsschwerpunkte des Thi Vai Ästuars zu identifizieren. Anhand der Simulationsergebnisse konnte gezeigt werden, dass sich mit dem Wegfallen des lokalen Belastungsschwerpunktes um die Firma Vedan ein neuer Belastungsschwerpunkt und Belastungsquelle im Thi Vai Ästuar eingestellt hat. In Bezug auf die Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  waren ehemals industrielle Abwässer die dominante Belastungsquelle des Thi Vai Ästuars. Diese hat sich heutzutage von den industriellen Abwässern hin zu den diffusen und punktuellen Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet des Thi Vai Ästuars verschoben. Als kritischer Belastungsschwerpunkt ist heutzutage der für Belastungen besonders sensitive Oberlauf des Thi Vai Ästuars zu sehen. In diesen gelangen über die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet 50 bis 60% der Gesamtfracht der Stoffe  $BOD_5$ ,  $TN$  und  $TP$  in das Thi Vai Ästuar.

Des Weiteren wurde die Prognosefähigkeit des entwickelten Modellsystems anhand eines Entwicklungsszenarios von Landnutzung und Bevölkerung für die nahe Zukunft im Thi Vai Einzugsgebiet überprüft. Generell zeigt sich eine Zunahme der Frachten und Konzentrationen der untersuchten Wasserqualitätsparameter. Besonders in der Trockenzeit und in der Übergangszeit von der Trocken- zur Regenzeit zeigen sich die stärksten Änderungssignale. Am Beispiel des Teileinzugsgebietes Bung Mon wurde in Bezug auf den vietnamesischen Wasserqualitätsstandard für die Parameter  $NH_4$ ,  $NO_2$  und  $DO$  eine Verschärfung der Belastungssituation aufgezeigt. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass der Einfluss von geänderten Randbedingungen auf die Hydrologie und die Wasserqualität des Thi Vai Einzugsgebietes aus prozesstechnischer Sicht überzeugend prognostiziert werden.

### 8.3 Diskussion von Unsicherheiten

Die Ergebnisse der Anwendung des ökohydrologischen Modellsystems PANTA RHEI WQ auf das Thi Vai Einzugsgebiet sind mit verschiedenen Unsicherheiten behaftet. Diese resultieren aus Unsicherheiten in der Modellstruktur, den Modellparametern und der Eingangsdaten (Wagener and Gupta, 2005). Für eine Quantifizierung der Unsicherheiten ist die Anwendung weiterführender Methoden der Unsicherheitsanalyse notwendig (z.B. Mishra, 2009), die über die bereits durchgeführte Sensitivitätsanalyse hinausgehen. Unsicherheitsanalysen waren nicht das prioritäre Ziel dieser Arbeit, stellen aber ein wichtiges Thema für zukünftige Untersuchungen dar. Daher soll an dieser Stelle ausschließlich eine qualitative Betrachtung der aus den Eingangsdaten resultierenden Unsicherheiten

erfolgen.

Wie in Kapitel 7.1 erläutert, ist die vorhandene Niederschlagsstationsdichte zu gering, um die räumliche Variabilität des Niederschlages im Einzugsgebiet zu erfassen. Die zeitliche Disaggregation der vorhandenen Tagesniederschläge erfolgte in dieser Studie mittels des satellitenbasierten Niederschlagsproduktes TRMM, dessen räumliche Auflösung in etwa der Dichte der Niederschlagsstationen entspricht. Auch wenn diese Methode erfolgreich für die Abflussmodellierung eingesetzt werden konnte, bringt die zeitliche Disaggregation der Tagesniederschläge unweigerlich weitere Unsicherheiten mit sich. Die Installation weiterer, im Idealfall automatischer Niederschlagsschreiber im Einzugsgebiet dürfte somit Unsicherheiten in den Ergebnissen der Abfluss- und Wasserqualitätsmodellierung verringern.

Die Simulationsergebnisse der Wasserqualität haben gezeigt, dass das Systemverhalten bzw. das Konzentrationsspektrum der betrachteten Wasserqualitätsparameter vergleichsweise gut wiedergegeben werden kann, ein direkter Vergleich von gemessenen und simulierten Konzentrationen aber zum Teil größere Diskrepanzen aufweist. Ein generelles Problem bei der Modellierung von diffusen Stoffeinträgen ist, dass in der Regel nur generalisierte Informationen über das Pflanzenmanagement und Düngepraktiken im untersuchten Einzugsgebiet vorliegen. Im Rahmen der Kalibrierung der Wasserqualität wurde festgestellt, dass der Zeitpunkt der Düngung einen starken Einfluss auf den Stoffexport hat. [Vandenberghe et al. \(2005\)](#) untersuchte den Einfluss des Pflanzenmanagements auf die Unsicherheit des simulierten Nitratexportes. Es zeigte sich, dass die applizierte Düngermenge den größten Anteil in der Unsicherheit des Nitratexportes ausmacht, während der Zeitpunkt der Pflanzung und Ernte einen geringeren Einfluss hat. Zu ähnlichen Ergebnissen kam [Bannwarth et al. \(2014\)](#) im Zusammenhang mit der Modellierung von Pestizidfrachten. Bisher wird für die dominierenden Landnutzungen Kautschukplantagen, Reis und Mais ein generalisiertes Pflanzenmanagement, welches überwiegend auf Informationen aus der Literatur basiert, verwendet. Daher sollte im Rahmen einer umfangreichen Befragung vor Ort die Informationsdichte bezüglich des Pflanzenmanagements und insbesondere des Düngeverhaltens verbessert werden.

Die Studie von [Jiang et al. \(2014\)](#) mit den Modellsystemen HYPE hat gezeigt, dass die Kalibrierung an multiplen Stationen innerhalb eines Einzugsgebietes die Unsicherheiten in der Wasserqualitätsmodellierung reduzieren kann und die Modellierung der internen Prozesse des Einzugsgebietes verbessert.

## 8.4 Ausblick und weiterführender Forschungsbedarf

Es wurde gezeigt, dass das entwickelte ökohydrologische Modellsystem erfolgreich angewendet werden konnte, um die Hydrologie und die Wasserqualität des in den sommerfeuchten Tropen gelegenen Thi Vai Einzugsgebietes zu modellieren. Trotz der geringen Datenbasis konnten aussagekräftige Ergebnisse erzielt und das Prozessverständnis über die dominanten Wasserqualitätsprozesse im Thi Vai Einzugsgebiet verbessert



werden.

Es wird nochmals betont, dass mit dieser Studie Pionierarbeit in dem Thi Vai Einzugsgebiet geleistet wurde. Um detailliertere Management-Maßnahmen im Thi Vai Einzugsgebiet abzuleiten, sollte sukzessive die Datenbasis verbessert werden, wodurch die im vorangegangenen Kapitel diskutierten Unsicherheiten in den Eingangsdaten minimiert werden. An erster Stelle steht hier die Erhöhung der Niederschlagsstationsdichte, gefolgt von einer Datenbank über Landnutzung und Pflanzenmanagement sowie Punkteinleiter. Aufgrund der vergleichsweise kurzen Zeitreihen von Abfluss und Wasserqualität konnte bis auf eine Anwendung in einem Teileinzugsgebiet keine Validierung der Modellergebnisse durchgeführt werden. Daher ist es erforderlich, die Wasserstandsaufzeichnung fortzusetzen und eine zweite Monitoringkampagne durchzuführen, in deren Umfang ereignisbasierte Untersuchungen während der Regenzeit durchgeführt werden sollten (Nguyen and Meon, 2014). Basierend auf den erweiterten Zeitreihen kann das Prozessverständnis und das Simulationsergebnis bezüglich Wasserqualitätsprozessen während Hochwasserereignissen und jährlichen Effekten, wie z.B. der Einfluss von trockenen und nassen Jahren, gezielt untersucht werden.

Im Rahmen dieser Arbeit stand die Modellierung der Wasserqualität in Bezug auf Nährstoffe und Sauerstoffhaushalt im Zentrum der Betrachtung. Während der Feldbegehungen im Einzugsgebiet konnten insbesondere im Umfeld von Reisfeldern Hinweise auf intensive Pestizid-Verwendung gefunden werden. Auf Grundlage der in dieser Arbeit implementierten Module kann zukünftig eine Erweiterung von PANTA RHEI um Prozessroutinen zur Modellierung von anderen Stoffgruppen, wie z.B. Pestiziden oder Schwermetallen, erfolgen.

Das entwickelte ökohydrologische Modellsystem wurde anhand einer Anwendung in den sommerfeuchten Tropen auf seine Funktionalität getestet. Neben der Bodenfeuchte werden in PANTA RHEI WQ alle Umsatz- und Transformationsprozesse sowie das Pflanzenwachstum durch die Temperatur beeinflusst. Daher ist das Modellsystem grundsätzlich auch für die Anwendung in anderen Klimaten geeignet. Zukünftig ist eine Anwendung in den gemäßigten Breiten anzustreben. Auch die Anwendung auf ein größeres Einzugsgebiet ist sinnvoll, da hier aufgrund der längeren Fließzeit die Bedeutung des Phytoplanktons zunimmt (Hesse et al., 2012).

Le (2014) entwickelte umfassende Prozessgleichungen der Nitrifikation, die eine Hemmung der Nitrifikation durch niedrige pH-Werte berücksichtigen, und implementierte diese in dem Wasserqualitätsmodell CE-QUAL-W2. Am Beispiel des Tay Ninh Flusses in Vietnam wurde gezeigt, dass die Simulation der Wasserqualität und Nitrifikation gegenüber dem ursprünglichen Modell verbessert wurde. Für das Thi Vai Einzugsgebiet konnte keine Hemmung der Nitrifikation festgestellt werden (Müller, 2014). Bei der Modellierung von Einzugsgebieten, die durch niedrige pH-Werte gekennzeichnet sind, wäre eine Erweiterung der Prozessgleichungen der Nitrifikation von PANTA RHEI WQ sinnvoll.

In einer parallel angefertigten Dissertation wurde das Bodenwassermodul von PANTA



RHEI weiterentwickelt ([Kreye, 2015](#)). Das weiterentwickelte Bodenwassermodul erlaubt z.B. eine Simulation von für den Stofftransport relevanten Prozessen wie Makroporenfluss. Eine Verknüpfung mit den entwickelten Wasserqualitätsmodulen dieser Dissertation ist daher eine sinnvolle Option.

Des Weiteren wird angestrebt, den von [Gelleszun et al. \(2015\)](#) im Rahmen des PANTA RHEI Modells entwickelten lexikografischen Optimierungsansatz auf die neu in PANTA RHEI implementierten Wasserqualitätsroutinen anzuwenden. Die Optimierung erfolgt in diesem Ansatz sequenziell anhand individueller Zielfunktionen. Im Vergleich zur globalen Optimierungsmethode SCE-UA waren im Durchschnitt etwa ein Zehntel der Iterationen für die Optimierung nötig. Da sich bei der simultanen Optimierung der Hydrologie und der Wasserqualität die Anzahl der zu optimierenden Parameter vergrößert und damit die Zahl der benötigten Iterationen stark ansteigt, ist die Anwendung einer solchen Methode attraktiv.

## Literatur

- Ågren, G. I., R. Hyvönen, S. L. Berglund and S. E. Hobbie (2013): Estimating the critical N:C from litter decomposition data and its relation to soil organic matter stoichiometry. *Soil Biology and Biochemistry*, 67, 312–318.
- Andersson, L., J. Rosberg, B. C. Pers, J. Olsson and B. Arheimer (2005): Estimating Catchment Nutrient Flow with the HBV-NP Model: Sensitivity To Input Data. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34, No. 7, 521.
- APHA (1995): Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition. Washington, D.C.: American Water Works Association and Water Environment Federation, American Public Health Association.
- Arheimer, B. and M. Brandt (1998): Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27, No. 6, 471–480.
- Arnold, J. G. and N. Fohrer (2005): SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19, No. 3, 563–572.
- Arnold, J. G., D. N. Moriasi, P. W. Gassman, K. C. Abbaspour, M. J. White, R. Srinivasan, C. Santhi, R. D. Harmel, A. van Griensven, M. W. Van Liew, N. Kannan and M. K. Jha (2012): SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55, No. 4, 1491–1508.
- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah and J. R. Williams (1998): LARGE AREA HYDROLOGIC MODELING AND ASSESSMENT PART I: MODEL DEVELOPMENT. *Journal of the American Water Resources Association*, 34, No. 1, 73–89.
- ASTER (2014): Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). <http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp> – besucht am 14.07.2014.
- Azmal, A. K. M., T. Marumoto, H. Shindo and M. Nishiyama (1996): Mineralization and microbial biomass formation in upland soil amended with some tropical plant residues at different temperatures. *Soil Science and Plant Nutrition*, 42, No. 3, 463–473.
- Bach, M. (2011): Integrierte Modellierung für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung: Dissertation. <http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/2413> – besucht am 15.04.2014.
- Bacon, P. E. (1995): Nitrogen fertilization in the environment. Volume [42, Books in soils, plants, and the environment. New York: Dekker.
- Bagnold, R. A. (1977): Bed load transport by natural rivers. *Water Resources Research*, 13, No. 2, 303–312.
- Baker, A. (2003): Land use and water quality. *Hydrological Processes*, 17, No. 12, 2499–2501.
- Bannwarth, M. A., W. Sangchan, C. Hugenschmidt, M. Lamers, J. Ingwersen, A. D. Ziegler and T. Streck (2014): Pesticide transport simulation in a tropical catchment by SWAT. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 191, 70–79.
- Bartley, R. and W. Speirs (2010): Review and summary of constituent concentration data from Australia for use in catchment water quality models. Innovation Centre, University of Canberra.
- Battle-Aguilar, J., A. Brovelli, A. Porporato and D. A. Barry (2011): Modelling soil carbon and nitrogen cycles during land use change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31, No. 2, 251–274.
- Beer, T. and P. C. Young (1983): Longitudinal Dispersion in Natural Streams. *Journal of Environmental Engineering*, 109, No. 5, 1049–1067.

- Bellini, G., M. E. Sumner, D. E. Radcliffe and N. P. Qafoku (1996): Anion Transport through Columns of Highly Weathered Acid Soil: Adsorption and Retardation. *Soil Science Society of America Journal*, 60, No. 1, 132.
- Benbi, D. K. and R. Nieder, editors (2003): *Handbook of processes and modeling in the soil-plant system*. New York: Food Products Press, Crop science.
- Benbi, D. K. and J. Richter (2003): Nitrogen Dynamics. In D. K. Benbi and R. Nieder, editors: *Handbook of processes and modeling in the soil-plant system*. New York: Food Products Press, Crop science, 409–481.
- Benjamin, M. M. (2002): *Water chemistry*. Boston: McGraw-Hill, McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering.
- Beven, K. J. (2012): *Rainfall-runoff modelling: The primer*. 2nd edition. Hoboken: Wiley, ebrary, Inc.
- Beven, K. J. (1996): A Discussion of Distributed Hydrological Modelling. In M. B. Abbott and J. C. Refsgaard, editors: *Distributed Hydrological Modelling*. Volume 22, Dordrecht: Springer Netherlands, 255–278.
- Bicknell, B. R., J. C. Imhoff, J. L. Kittle, A. S. Donigan and R. C. Johanson (1996): *Hydrological Simulation Program - Fortran User's Manual For Release 11*. Stockton, California: University of the Pacific, AQUA TERRA Consultants.
- Bieger, K. (2013): *Assessing the impact of land use change on hydrology and sediment yield in the Xiangxi Catchment (China) using SWAT*: Dissertation. Kiel: Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Bingner, R. L., F. D. Theurer and Y. Yuan (2015): *AnnAGNPS Technical Processes 2015*. <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199> – besucht am 10.04.2015.
- Biswas, A. K., O. Varis and C. Tortajada (2005): *Integrated water resources management in South and South-East Asia*. New Delhi, India: Oxford University Press.
- Blass, R. J. (2014): *Bewertung der aktuellen Gewässergüte der bedeutendsten Zuflüsse des Thi Vai Flusses in Südvietnam*: Bachelorarbeit (unveröffentlicht). Braunschweig: TU Braunschweig.
- Boer, W. d. and G. Kowalchuk (2001): Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, No. 7-8, 853–866.
- Booth, D. B., J. R. Karr, S. Schauman, C. P. Konrad, S. A. Morley, M. G. Larson and S. J. Burges (2004): Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *Journal of the American Water Resources Association*, 40, No. 5, 1351–1364.
- Borah, D. K. and M. Bera (2003): WATERSHED-SCALE HYDROLOGIC AND NONPOINT-SOURCE POLLUTION MODELS: REVIEW OF MATHEMATICAL BASES. *Transactions of the ASAE*, 46, No. 6, 1553–1566.
- Borah, D. K. and M. Bera (2004): Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of applications. *Trans. ASAE*, No. 47, 789–803.
- Borah, D. K., R. Xia and M. Bera (2002): DWSM - A dynamic watershed simulation model. In V. P. Singh and D. K. Frevert, editors: *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications, 113–166.
- Borah, D. K., G. Yagow, A. Saleh, P. L. Barnes, W. Rosenthal, E. C. Krug and L. M. Hauck (2006): Sediment and nutrient modeling for tmdl development and implementation. *Transactions of the ASABE*, 49, No. 4, 967–986.
- Bouraoui, F., I. Braud and T. A. Dillaha (2002): ANSWERS: A nonpoint - source pollution model for water, sediment, and nutrient losses. In V. P. Singh and D. K. Frevert, editors:

- Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications, 833–882.
- Bowie, G. L., W. B. Mills, D. B. Porcella, C. L. Campbell, J. R. Pagenkopf, G. L. Rupp, K. M. Johnson, Chan, P. W. H. and S. A. Gherini (1985): Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modelling. Athens, Georgie, USA: United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory.
- Boyd, C. E. (2000): Water Quality. Boston, MA: Springer US.
- Brabec, E., S. Schulte and P. L. Richards (2002): Impervious Surfaces and Water Quality: A Review of Current Literature and Its Implications for Watershed Planning. *Journal of Planning Literature*, 16, No. 4, 499–514.
- Brady, N. C. and R. R. Weil (2002): The nature and properties of soils. 13th edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall.
- Brock, T. D. (1981): Calculating solar radiation for ecological studies. *Ecological Modelling*, 14, No. 1-2, 1–19.
- Brown, L. C. and T. O. Barnwell (1987): The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and unser manual. Volume EPA/600/3-87/007, Athens: USEPA.
- Brown, T. E., A. W. Morley, N. T. Sanderson and R. D. Tait (1983): Report of a large fish kill resulting from natural acid water conditions in Australia. *Journal of Fish Biology*, 22, No. 3, 335–350.
- Brunner, G. W. (2010): HEC-RAS River Analysis System: Version 4.1. <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation/HEC-RAS\textunderscore4.1\textunderscoreUsers\textunderscoreManual.pdf> – besucht am 03.04.2013.
- Bullock, S. and J. Solis-Magallanes (1990): Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica*, 22, 22–35.
- Bunn, S. E. and A. H. Arthington (2002): Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30, No. 4, 492–507.
- Büsser, S., T. N. Pham, M. Antoine and V. A. Nguyen (2007): Characteristics and quantities of domestic wastewater in urban and peri-urban households in hanoi. <http://hdl.handle.net/11094/13204> – besucht am 20.06.2014.
- Butler, B. (2008): Report 5: Water quality. In: A Compendium of Ecological Information on Australia's Northern Tropical Rivers. Subproject 1 of Australia's Tropical Rivers—an integrated data assessment and analysis DET18). Townsville, Queensland <http://www.environment.gov.au/science/supervising-scientist/publications/tropical-rivers/compendium-ecological-information-australias-northern-tropical-rivers> – besucht am 03.06.2015.
- Byers, H. L., M. L. Cabrera, M. K. Matthews, D. H. Franklin, J. G. Andrae, D. E. Radcliffe, M. A. McCann, H. A. Kuykendall, C. S. Hoveland and V. H. Calvert (2005): Phosphorus, sediment, and e. Coli loads in unfenced streams of the Georgia Piedmont, USA. *J Environ Qual*. 34, No. 6, 2293–2300.
- Cabon, F., G. Girard and E. Ledoux (1991): Modelling of the nitrogen cycle in farm land areas. *Fertilizer Research*, 27, No. 2-3, 161–169.

- Cârdei, P. (2010): The dimensional analysis of the USLE - MUSLE Soil Erosion Model. *Proc. Rom. Acad. Series B*, No. 3, 249–253.
- Chapra, S. C. (2008): *Surface water-quality modeling*. Reissued. edition. Long Grove, Ill.: Waveland Press.
- Chapra, S. C., G. Pelletier and H. Tao (2008): *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.11): Documentation and User Manual*. Medford, Ma: Tufts University.
- Chen, L., L. Wang, Y. Ma and P. Liu (2014): Overview of Ecohydrological Models and Systems at the Watershed Scale. *IEEE Systems Journal*, 1–9.
- Chin, D. A. (2013): *Water-quality engineering in natural systems: Fate and transport processes in the water environment*. 2nd edition. Hoboken, NJ and Hoboken, NJ: Wiley and Wiley].
- Chow, M. F. and Z. Yusop (2009): Storm Runoff Quality in a Residential Catchment in Malaysia. *Journal of Environmental Hydrology*, No. 17.
- Chow, M. F. and Z. Yusop (2014): Sizing first flush pollutant loading of stormwater runoff in tropical urban catchments. *Environmental Earth Sciences*, 72, No. 10, 4047–4058.
- Ciampitti, I. A., J. J. Camberato, S. T. Murrell and T. J. Vyn (2013): Maize Nutrient Accumulation and Partitioning in Response to Plant Density and Nitrogen Rate: I. Macronutrients. *Agronomy Journal*, 105, No. 3, 783.
- Cleveland, C. and D. Liptzin (2007): C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 85, No. 3, 235–252.
- Cohen Liechti, T., J. P. Matos, J.-L. Boillat and A. J. Schleiss (2012): Comparison and evaluation of satellite derived precipitation products for hydrological modeling of the Zambezi River Basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, No. 2, 489–500.
- Cole, T. M. and S. A. Wells (2008): *CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.6*. Washington, DC: U.S. Army Corps of Engineers.
- Cole, T. M. and S. A. Wells (2003): *CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, Version 3.1*. Vicksburg, Mississippi, USA.: US Army Engineering and Research Development Center.
- Corcoran, E., C. Nellemann, E. Baker, R. Bos, D. Osborn and H. Savelli (2010): *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development*. Birkeland Trykkeri AS, Norway, United Nations Environment Programme.
- CWA (1972): *Clean Water Act (CWA)*. Federal Water Pollution Control Act, 33 USC.
- Dang, T. H. (2004): *Maize in Vietnam: Production systems, constraints, and research priorities*. Mexico, D.F., Mexico: CIMMYT.
- Daroub, S. H., A. Gerakis, J. T. Ritchie, D. K. Friesen and J. Ryan (2003): Development of a soil-plant phosphorus simulation model for calcareous and weathered tropical soils. *Agricultural Systems*, 76, No. 3, 1157–1181.
- Deb, K. and M. K. Shukla (2011): An Overview of Some Soil Hydrological Watershed Models. In M. K. Shukla, editor: *Soil Hydrology, Land Use and Agriculture: Measurement and Modelling*. CABI, 75–116.
- DeCoursey, D. G. (1985): Mathematical models for nonpoint water pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40, No. 5, 408–413.
- Delft Hydraulics (2014): Sobek product info. [URL: https://www.deltares.nl/en/software/module/sobek-d-water-quality-1d/](https://www.deltares.nl/en/software/module/sobek-d-water-quality-1d/) – besucht am 13.05.2014.

- Devlin, M. J. and J. Brodie (2005): Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 51, No. 1-4, 9–22.
- DHI (2009): MIKE 11 A Modelling System for Rivers and Channels: Reference Manual. <http://euroaquae.tu-cottbus.de/hydroweb/Platform/Notes/Mike11\textunderscoreReference.pdf> – besucht am 03.04.2013.
- D’Odorico, P., F. Laio, A. Porporato and I. Rodriguez-Iturbe (2003): Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. II. A case study. *Advances in Water Resources*, 26, No. 1, 59–70.
- DSEWPC (2013): Characterising the Relationship between Water Quality and Water Quantity. <http://www.environment.gov.au/resource/characterising-relationship-between-water-quality-and-water-quantity> – besucht am 25.05.2014.
- Dudgeon, D. (2008): *Tropical stream ecology*. 1st edition. London and Burlington, MA: Academic Press, Aquatic ecology series.
- DVWK (1999): Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. Volume Materialien 5/1999 8, 9, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik e.V..
- EANET (2011): Acid Deposition Monitoring Network in East Asia. <http://www.eanet.asia/product/index.html> – besucht am 26.10.2014.
- El-Swaify, S. A., E. W. Dangler and C. L. Armstrong (1982): *Soil Erosion by Water in the Tropics*. Honolulu, Hawaii: University of Hawaii.
- EPA (2005): TMDL Model Evaluation and Research Needs. Cincinnati, Ohio: Environmental Protection Agency, EPA/600/R-05/149.
- Evans, A. E. V., M. A. Hanjra, Y. Jiang, M. Qadir and P. Drechsel (2012): Water Quality: Assessment of the Current Situation in Asia. *International Journal of Water Resources Development*, 28, No. 2, 195–216.
- FAO (2011): *THE STATE OF THE WORLD’S LAND AND WATER RESOURCES FOR FOOD AND AGRICULTURE: Managing systems at risk*. New York: Earthscan, The Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Ferrier, R. C. and A. Jenkins (2009): *Handbook of Catchment Management*. Oxford, UK: Wiley-Blackwell.
- FFTC (2003): Techniques for planting and management of immature rubber plantations. <http://www.ffc.agnet.org/htmlarea\textunderscorecorefile/library/20110720151748/pt2003018.pdf> – besucht am 16.08.2014.
- Fohrer, N. and B. Schmalz (2012): Das UNESCO Ökohydrologie-Referenzprojekt Kielstau-Einzugsgebiet – nachhaltiges Wasserressourcenmanagement und Ausbildung im ländlichen Raum. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 56, No. 4, 164–168.
- Förster, K. (2013): Detaillierte Nachbildung von Schneeprozessen in der hydrologischen Modellierung: Dissertation. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig.
- Förster, K., M. Gelleszun and G. Meon (2012): A weather dependent approach to estimate the annual course of vegetation parameters for water balance simulations on the meso- and macroscale. *Advances in Geosciences*, 32, 15–21.
- Fujita, Y., P. M. van Bodegom, H. O. Olde, H. Runhaar and J.-P. M. Witte (2013): Towards a proper integration of hydrology in predicting soil nitrogen mineralization rates along natural moisture gradients. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 302–312.

- Gassman, P. W., M. R. Reyes, C. H. Green and J. G. Arnold (2007): Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50, No. 4, 1211–1250.
- Gebremichael, M. and F. Hossain (2010): *Satellite Rainfall Applications for Surface Hydrology*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Gelleszun, M., K. Förster and G. Meon (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste Simulation des Wasserhaushalts im Aller-Leine-Oker-Einzugsgebiet auf Grundlage von Klimamodelldaten. Göttingen.
- Gelleszun, M., P. Kreye and G. Meon (2015): Lexikografische Kalibrierungsstrategie für eine effiziente Parameterschätzung in hochaufgelösten Niederschlag-Abfluss-Modellen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 59, No. 3, 84–95.
- Gharibreza, M. and M. A. Ashraf (2014): *Applied Limnology*. Tokyo: Springer Japan.
- Giang, D. H., E. Sarobol and S. Nakasathien (2015): Effect of Plant Density and Nitrogen Fertilizer Rate on Growth, Nitrogen Use Efficiency and Grain Yield of Different Maize Hybrids under Rainfed Conditions in Southern Vietnam. *Kasetsart J. (Nat. Sci.)*, 49, No. 1, 1–12.
- Gillson, J. (2011): Freshwater Flow and Fisheries Production in Estuarine and Coastal Systems: Where a Drop of Rain Is Not Lost. *Reviews in Fisheries Science*, 19, No. 3, 168–186.
- Grayson, R. and G. Blöschl (2000): Spatial Modeling of Catchment Dynamics. In R. Grayson and G. Blöschl, editors: *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modeling*. Cambridge: Cambridge University Press, 51–81.
- Groenendijk, P., L. V. Renaud and J. Roelsma (2005): Prediction of Nitrogen and Phosphorous leaching to groundwater: Process description of the Animo 4.0 model: Alterra-Report 983. Wageningen: Alterra.
- Gupta, H. V., H. Kling, K. K. Yilmaz and G. F. Martinez (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377, No. 1-2, 80–91.
- Gupta, H. V., S. Sorooshian and P. O. Yapo (1999): Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, 4, No. 2, 135–143.
- Hannah, D. M., J. P. Sadler and P. J. Wood (2007): Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrological Processes*, 21, No. 24, 3385–3390.
- Hannah, D. M., P. J. Wood and J. P. Sadler (2004): Ecohydrology and hydroecology: A new paradigm? *Hydrological Processes*, 18, No. 17, 3439–3445.
- Hargreaves, J. A. (1998): Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166, No. 3-4, 181–212.
- Hattermann, F. F., editor (2010): *Water framework directive: Model supported implementation ; a water manager's guide*. London: Iwa Publ.
- Heinen, M. (2006): Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma*, 133, No. 3-4, 444–463.
- Hesse, C., V. Krysanova and A. Voss (2012): Implementing In-Stream Nutrient Processes in Large-Scale Landscape Modeling for the Impact Assessment on Water Quality. *Environmental Modeling & Assessment*, 17, No. 6, 589–611.
- Hesse, C., V. Krysanova, J. Pätzelt and F. F. Hattermann (2008): Eco-hydrological modelling in a highly regulated lowland catchment to find measures for improving water quality. *Ecological Modelling*, 218, No. 1-2, 135–148.



- Hilden, M. (2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern: Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren. Berlin: Kulturbuch-Verl, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Konzepte und Strategien Oberirdische Gewässer.
- Ho, C. and C. B. Quan (2012): Runoff Quality and Pollution Loading from a Residential Catchment in Miri, Sarawak. *International Journal of Environmental, Ecological, Geological and Marine Engineering*, No. 6, 132–135.
- Højberg, A., J. Refsgaard, F. van Geer, L. Jørgensen and I. Zsuffa (2007): Use of Models to Support the Monitoring Requirements in the Water Framework Directive. *Water Resources Management*, 21, No. 10, 1649–1672 (URL: <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-006-9119-y>).
- Hoornbeek, J. A. (2004): Policy-making institutions and water policy outputs in the European Union and the United States: a comparative analysis. *Journal of European Public Policy*, 11, No. 3, 461–496.
- Horn, A. L., F. J. Rueda, G. Hörmann and N. Fohrer (2004): Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands—an overview on current concepts, deficits, and future tasks. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29, No. 11-12, 725–737.
- Huang, J., Z. Tu, P. Du, Q. Li and J. Lin (2012): Analysis of rainfall runoff characteristics from a subtropical urban lawn catchment in South-east China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 6, No. 4, 531–539.
- Huber, W. C. (1993): Contaminant transport in surface water. In D. R. Maidment, editor: *Handbook of Hydrology*. New York: McGraw Hill.
- Hung, L. V. and P. H. Sy (2009): DIEU TRA, DANH GIA CAC NGUON THAI, DE XUAT CAC GIAI PHAP BAO VE MOI TRUONG TREN DIA TINH DONG NAI. Dong Nai.
- Hunt, R. J., T. D. Jardine, S. K. Hamilton and S. E. Bunn (2012): Temporal and spatial variation in ecosystem metabolism and food web carbon transfer in a wet-dry tropical river. *Freshwater Biology*, 57, No. 3, 435–450.
- ICEM (2007): Analysis of Pollution from Manufacturing Sectors in Vietnam. Indooroopilly, Queensland, Australia: International Centre for Environmental Management.
- Jarritt, N. P. and D. S. L. Lawrence (2006): Simulating fine sediment delivery in lowland catchments: model development and application of INCA-Sed. In P. N. Owens and A. J. Collins, editors: *Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modelling and management*. Wallingford: CABI, 207–214.
- Ji, Z.-G. (2008): *Hydrodynamics and water quality: Modeling rivers, lakes, and estuaries*. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience, ebrary, Inc.
- Jiang, S., S. Jomaa and M. Rode (2014): Modelling inorganic nitrogen leaching in nested mesoscale catchments in central Germany. *Ecohydrology*, n/a.
- Jolly, W. M., R. Nemani and S. W. Running (2005): A generalized, bioclimatic index to predict foliar phenology in response to climate. *Global Change Biology*, 11, No. 4, 619–632.
- Jones, C. A., C. V. Cole, A. N. Sharpley and J. R. Williams (1984a): A Simplified Soil and Plant Phosphorus Model: I. Documentation. *Soil Science Society of America Journal*, 48, No. 4, 800–805.
- Jones, C. A., A. N. Sharpley and J. R. Williams (1984b): A simplified soil and plant phosphorus model: III. Testing. *Soil Science Society of America Journal*, No. 48, 810–813.
- Juo, A. S. R. and K. Franzluebbers (2003): *Tropical soils: Properties and management for sustainable agriculture*. New York, N.Y.: Oxford University Press, Topics in sustainable agronomy.

- Kemanian, A. R. (2013): SWAT C-Model: (23.11.2013) persönliche Korrespondenz..
- Kemanian, A. R., S. Julich, V. S. Manoranjan and J. R. Arnold (2011): Integrating soil carbon cycling with that of nitrogen and phosphorus in the watershed model SWAT: Theory and model testing. *Ecological Modelling*, 222, No. 12, 1913–1921.
- Kemanian, A. R. and C. O. Stöckle (2010): C-Farm: A simple model to evaluate the carbon balance of soil profiles. *European Journal of Agronomy*, 32, No. 1, 22–29.
- Kidd, C. and V. Levizzani (2011): Status of satellite precipitation retrievals. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15, No. 4, 1109–1116.
- Kien, T. T., P. X. Hao and D. T. Khiem (2008): Effect of N, P, K Dosages on Grain Yield and Protein Quality of QPM Variety QP4 and Normal Maize Variety LVN 10 in Thai Nguyen, Vietnam. In P. H. Zaidi, M. Azrai and K. Pixley, editors: *Maize for Asia: Proceedings of 10th Asian Regional Maize Workshop*. Makassar, Indonesia: ARMW, 552–556.
- Klapper, H. (1992): *Eutrophierung und Gewässerschutz: Wassergütebewirtschaftung, Schutz und Sanierung von Binnengewässern* ; 49 Tabellen. 1st edition. Jena: Fischer, Umweltforschung.
- Kneis, D., C. Chatterjee and R. Singh (2014): Evaluation of TRMM rainfall estimates over a large Indian river basin (Mahanadi). *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, No. 7, 2493–2502.
- Knisel, W. (1988): *CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems*. US Department of Agriculture, No. 26.
- Knisel, W. (1993): *GLEAMS: groundwater effects of agricultural management systems: Version 2.1*. Tifton: University of Georgia.
- Knoche, M., C. Fischer, E. Pohl, P. Krause and R. Merz (2014): Combined uncertainty of hydrological model complexity and satellite-based forcing data evaluated in two data-scarce semi-arid catchments in Ethiopia. *Journal of Hydrology*, 519, 2049–2066.
- Kreye, P. (2015): *Ein landnutzungssensitives Bodenwasserhaushaltsmodell auf Einzugsgebietsebene mit Nutzung von Grundwasserstandsdaten und satellitenbasierten Bodenfeuchtemessungen: eingereichte Dissertation*. Braunschweig: TU Braunschweig.
- Kreye, P., M. Gocht and K. Foerster (2010): Entwicklung von Prozessgleichungen der Infiltration und des oberflächennahen Abflusses für die Wasserhaushaltsmodellierung. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, No. 5.
- Krysanova, V. (2000): *SWIM (Soil and Water Integrated Model) User Manual: Version: SWIMM-8*. Potsdam, Germany: Potsdam Institute for Climate Impact Research.
- Krysanova, V., F. F. Hattermann, S. Huang, C. Hesse and A. Voss (2009): Water Quality Modelling In Mesoscale And Large River Basins. In UNESCO-EOLSS, editor: *Encyclopedia of Life Support Systems*. UNESCO-EOLSS, 11–48.
- Krysanova, V. and J. G. Arnold (2008): Advances in ecohydrological modelling with SWAT—a review. *Hydrological Sciences Journal*, 53, No. 5, 939–947.
- Krysanova, V., F. Hattermann and F. Wechsung (2005): Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. *Hydrological Processes*, 19, No. 3, 763–783.
- Krysanova, V., D.-I. Müller-Wohlfel and A. Becker (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, 106, No. 2-3, 261–289.
- Lawrence, C. R., J. C. Neff and J. P. Schimel (2009): Does adding microbial mechanisms of decomposition improve soil organic matter models? A comparison of four models using

- data from a pulsed rewetting experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, No. 9, 1923–1934.
- Le, T. T. H. (2014): Entwicklung eines detaillierten Modells zur prozessbasierten Simulation der Nitrifikation in Gewässern und Einbindung in ein hydrodynamisches Gewässergütemodell: Dissertation. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig.
- Lee, T.-Y., J.-C. Huang, S.-J. Kao and C.-P. Tung (2013): Temporal variation of nitrate and phosphate transport in headwater catchments: the hydrological controls and land use alteration. *Biogeosciences*, 10, No. 4, 2617–2632.
- Lees, M. J., L. Camacho and P. Whitehead (1998): Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2, No. 2/3, 353–365.
- Lees, M. J., L. A. Camacho and S. C. Chapra (2000): On the relationship of transient storage and aggregated dead zone models of longitudinal solute transport in streams. *Water Resources Research*, 36, No. 1, 213–224.
- Legates, D. R. and G. J. McCabe (1999): Evaluating the use of “goodness-of-fit” Measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35, No. 1, 233–241.
- Lempert, M. (2000): Ein GIS gekoppeltes rasterbasiertes Modell zur Berechnung des Wasserhaushaltes kleiner Einzugsgebiete. Volume 110, Mitteilungen / Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt. Darmstadt: Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft.
- Li, X.-H., Q. Zhang and C.-Y. Xu (2012a): Suitability of the TRMM satellite rainfalls in driving a distributed hydrological model for water balance computations in Xinjiang catchment, Poyang lake basin. *Journal of Hydrology*, 426–427, 28–38.
- Li, Y., J. Wu, S. Liu, J. Shen, D. Huang, Y. Su, W. Wei and J. K. Syers (2012b): Is the C:N:P stoichiometry in soil and soil microbial biomass related to the landscape and land use in southern subtropical China? *Global Biogeochemical Cycles*, 26, No. 4, n/a.
- Liese, B., S. Isvilanonda, T. N. Tri, L. N. Ngoc, P. Pananurak, R. Pech, T. M. Sombounkhanh, T. Möllmann and Y. Zimmer (2014): Economics of Southeast Asian Rice Production. <http://www.agribenchmark.org/fileadmin/Dateiablage/B-Cash-Crop/Reports/Report-2014-1-rice-FA0.pdf> – besucht am 15.12.2014.
- Liljeström, I., M. Kummur and O. Varis (2012): Nutrient Balance Assessment in the Mekong Basin: Nitrogen and Phosphorus Dynamics in a Catchment Scale. *International Journal of Water Resources Development*, 28, No. 2, 373–391.
- Lin, J. P. (2004): Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data: Wetlands Regulatory Assistance Program. ERDC TN-WRAP-04-3.
- Lindström, G., C. Pers, J. Rosberg, J. Strömqvist and B. Arheimer (2010): Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, 41, No. 3–4, 295.
- Linn, D. M. and J. W. Doran (1984): Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils<sup>1</sup>. *Soil Science Society of America Journal*, 48, No. 6, 1267.
- LoBuglio, J. N., G. W. Characklis and M. L. Serre (2007): Cost-effective water quality assessment through the integration of monitoring data and modeling results. *Water Resources Research*, 43, No. 3, n/a.

- Lorenz, M., K. Prilop, M. T. Thang, T. Le, N. D. Hieu, G. Meon and N. H. Quan (2014): Ecohydrological modeling of the Thi Vai Catchment in South Vietnam. In G. Meon et al., editors: EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam. Göttingen, Niedersachs: Cuvillier, E.
- Loucks, D. P., E. van Beek and J. R. Stedinger (2005): Water resources systems planning and management: An introduction to methods, models and applications. Paris: UNESCO, Studies and reports in hydrology.
- LWI-HYWAG and IfW (2012): Panta Rhei Benutzerhandbuch - Programmdokumentation zur hydrologischen Modellsoftware (unveröffentlicht). Braunschweig: Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig in Kooperation mit dem Institut für Wassermanagement IfW GmbH.
- Maidment, D. R., editor (1993): Handbook of Hydrology. New York: McGraw Hill.
- Maniak, U. (2010): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Manzoni, S., J. A. Trofymow, R. B. Jackson and A. Porporato (2010): Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs*, 80, No. 1, 89–106.
- Manzoni, S., R. B. Jackson, J. A. Trofymow and A. Porporato (2008): The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. *Science (New York, N.Y.)*, 321, No. 5889, 684–686.
- Manzoni, S. and A. Porporato (2009): Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, No. 7, 1355–1379.
- Manzoni, S., J. P. Schimel and A. Porporato (2012): Responses of soil microbial communities to water stress: results from a meta-analysis. *Ecology*, 93, No. 4, 930–938.
- Mardamootoo, T., C. C. du Preez and A. N. Sharpley (2015): Phosphorus mobilization from sugarcane soils in the tropical environment of Mauritius under simulated rainfall. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*.
- Martin, J. L., S. C. McCutcheon and R. W. Schottman (1999): Hydrodynamics and transport for water quality modeling. Boca Raton, Fla.: Lewis Publ.
- Masliev, L., L. Somlyódy and L. Koncsos (1995): On Reconciliation of Traditional Water Quality Models and Activated Sludge Models: IIASA Working Paper WP-95-018. Laxenburg, Austria: International Institute for Applied System Analysis.
- McCarthy, J. (2008): New Hampshire New Hampshire Stormwater Manual: Volume 1: Stormwater and Antidegradation. New Hampshire Department of Environmental Services.
- McClain, M. E., L. Chícharo, N. Fohrer, M. Gaviño Novillo, W. Windhorst and M. Zalewski (2012): Training hydrologists to be ecohydrologists and play a leading role in environmental problem solving. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, No. 6, 1685–1696.
- McGechan, M. B. (2002): Sorption of Phosphorus by Soil, Part 2: Measurement Methods, Results and Model Parameter Values. *Biosystems Engineering*, 82, No. 2, 115–130.
- McGechan, M. B. and D. R. Lewis (2002): Sorption of Phosphorous by Soil, Part 1: Principles, Equations, Models. *Biosystems Engineering*, 82, No. 1, 1–24.
- McKergow, L. A., I. P. Prosser, A. O. Hughes and J. Brodie (2005): Regional scale nutrient modelling: exports to the Great Barrier Reef World Heritage Area. *Marine pollution bulletin*, 51, No. 1-4, 186–199.
- Meng, J., L. Li, Z. Hao, J. Wang and Q. Shao (2014): Suitability of TRMM satellite rainfall in driving a distributed hydrological model in the source region of Yellow River. *Journal of Hydrology*, 509, 320–332.

- Menzel, R. G. (1980): Enrichment ratios for water quality modeling: U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report. In W. G. Knisel, editor: CREAMS—A field-scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. Volume 26, U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report, 486–492.
- Meon, G. and N. Dichtl (2010): Minimization of eutrophication in Lake Chao, China-Province Anhui, DSS CHAOHU and experiments: 02WT0895, 01056113. Hannover (URL: [https://getinfo.de/de/suchen/download/?tx\textunderscoretibtsearch\textunderscoresearch\[docid\]=TIBKAT\%3A656503440\&cHash=c2a7604a7021bac5dfa582de8c9e84f6](https://getinfo.de/de/suchen/download/?tx\textunderscoretibtsearch\textunderscoresearch[docid]=TIBKAT\%3A656503440\&cHash=c2a7604a7021bac5dfa582de8c9e84f6)) – besucht am 17.11.2014.
- Meon, G. and M. Gocht (2012): Minimization of adverse Climate Change Impacts on Multi-Dam Systems by Optimized Operation. In Proceedings of the International Symposium on Dams for a Changing World, 80th Annual Meeting and 24th Congress of ICOLD, 5 June 2012. Kyoto, 1.33–1.38..
- Meon, G., T. Le, J. Fettig and P. Nguyen (2013): Water pollution management in the vicinity of the Lower Mekong Basin: German-Vietnamese research projects “TAPIOCA” and “EWATEC-Coast”: Proceedings of the Environmental Mekong Symposium. Ho Chi Minh City, 5-7 March 2013.
- Meon, G. et al., editors (2014): EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam: Contributions to 4th International Conference for Environment and Natural Resources, ICENR 2014. 1st edition. Göttingen, Niedersachs: Cuvillier, E.
- Meon, G., G. Riedel, M. Anhalt and J. Hölscher (2015): Innovative Hochwasservorhersage für kleine und mittlere Einzugsgebiete. Tag der Hydrologie, 19.-20.03.2015, Bonn.
- Merritt, W. S., R. A. Letcher and A. J. Jakeman (2003): A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18, No. 8-9, 761–799.
- Migliaccio, K. W., I. Chaubey and B. E. Haggard (2007): Evaluation of landscape and instream modeling to predict watershed nutrient yields. *Environmental Modelling & Software*, 22, No. 7, 987–999.
- Mir, S. I., I. Sahid, M. B. Gasim, S. A. Rahim and M. E. Toriman (2015): Prediction of Soil and Nutrient Losses from the Lake Chini Watershed, Pahang, Malaysia. *Journal of Physical Science*, 26, No. 1, 53–70.
- Mishra, S. (2009): Uncertainty and sensitivity analysis techniques for hydrologic modeling. *Journal of Hydroinformatics*, 11, No. 3–4, 282.
- Mitchell, G., A. McDonald and J. Lockyer (2000): The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models. (URL: <http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/nps/reports.htm>) – besucht am 02.06.2015.
- MONRE (2006): Manila: World Bank (WB), The Ministry of Environment and Natural Resources (MoNRE), the World Bank (URL: <http://sxsh.vn/en-US/Files/Details.aspx?ID=167>) – besucht am 24.3.2015.
- Monsi, M. and T. Saeki (1953): Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion. *Japanese Journal of Botany*, 14, 22–52.
- Monteith, J. L. and C. J. Moss (1977): Climate and the Efficiency of Crop Production in Britain [and Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281, No. 980, 277–294.

- Montgomery, D. R. (2007): Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, No. 33, 13268–13272.
- Moore, T. R., J. A. Trofymow, C. E. Prescott, J. Fyles and B. D. Titus (2006): Patterns of Carbon, Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Decomposing Foliar Litter in Canadian Forests. *Ecosystems*, 9, No. 1, 46–62.
- Moore, T. R., J. A. Trofymow, C. E. Prescott and B. D. Titus (2011): Nature and nurture in the dynamics of C, N and P during litter decomposition in Canadian forests. *Plant and Soil*, 339, No. 1-2, 163–175.
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. V. Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel and T. L. Veith (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, 50, No. 3, 885–900.
- Muleta, M. K. and J. W. Nicklow (2005): Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *Journal of Hydrology*, 306, No. 1-4, 127–145.
- Müller, E. N., L. van Schaik, T. Blume, A. Bronstert, J. Carus, J. H. Fleckenstein, N. Fohrer, K. Geissler, H. H. Gerke, T. Graeff, C. Hesse, A. Hildebrandt, F. Hölker, P. Hunke, K. Körner, J. Lewandowski, D. Lohmann, K. Meinikmann, A. Schibalski, B. Schmalz, B. Schröder and B. Tietjen (2014): Skalen, Schwerpunkte, Rückkopplungen und Herausforderungen der ökohydrologischen Forschung in Deutschland. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 58, No. 4, 221–240.
- Müller, V. (2014): Bewertung der Nitrifikation des Thi Vai Flusses in Vietnam: Studienarbeit (unveröffentlicht). Braunschweig: TU Braunschweig.
- Muyibi, S., A. Ambali and G. Eissa (2008): The Impact of Economic Development on Water Pollution: Trends and Policy Actions in Malaysia. *Water Resources Management*, 22, No. 4, 485–508 [\[URL: http://dx.doi.org/10.1007/s11269-007-9174-z\]](http://dx.doi.org/10.1007/s11269-007-9174-z).
- NASA (2015): Tropical Rainfall Measurement Mission (TRMM). [\[URL: http://pmm.nasa.gov/data-access/data-downloading\]](http://pmm.nasa.gov/data-access/data-downloading) – besucht am 20.06.2015.
- Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry and J. R. Williams (2011a): Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation: Version 2009. Volume TR-365, Texas Water Resources Institute Technical Report No. 365. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service - Blackland Research Center - Texas AgriLife Research.
- Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry, J. R. Williams and K. W. King (2011b): Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009: Report TR-406. Temple, Texas: Texas Water Resources Institute.
- Ngoc, D. (2011): Application of City Water Balance model to develop strategies for urban water management in Hanoi, Water balance, Contaminant fluxes: Master of Science Thesis. Delft, Niederlande: UNESCO-IHE Institute for Water Education.
- Nguyen, B. T. and T. L. Pryor (1997): The relationship between global solar radiation and sunshine duration in Vietnam. *Renewable Energy*, 11, No. 1, 47–60.
- Nguyen, H. N. and T. T. Luong (2012): Situation of wastewater treatment of natural rubber latex processing in the Southeastern region, Vietnam. *J. Viet. Env.* 2, No. 2, 58–64.
- Nguyen, H. P. and H. T. Pham (2012): The Dark Side of Development in Vietnam: Lessons from the Killing of the Thi Vai River. *Journal of Macromarketing*, 32, No. 1, 74–86.
- Nguyen, Q. H. (2010): Modeling of nutrient dynamics during flood events at catchment scale in tropical regions: Dissertation. Technische Universität Braunschweig.

- Nguyen, Q. H. and G. Meon (2014): Nutrient Dynamics During Flood Events in Tropical Catchments: A Case Study in Southern Vietnam. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 42, No. 9999, 1–10.
- Nguyen, V. D., I. A. Douglas, J. McMorro, S. Lindley, T. D. Nguyen, T. T. Van, H. U. Le Thanh and T. Nguyen (2008): Erosion and Nutrient Loss on Sloping Land under Intense Cultivation in Southern Vietnam. *Geographical Research*, 46, No. 1, 4–16.
- Nieder, R. and D. K. Benbi (2008): Carbon and nitrogen in the terrestrial environment. Dordrecht: Springer.
- Nixdorf, B., U. Mischke and H. Behrendt (2002): Phytoplankton/Potamoplankton - wie geeignet ist dieser Merkmalskomplex für die ökologische Bewertung von Flüssen? In R. Deneke and B. Nixdorf, editors: Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland : ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Cottbus: UWW.
- Norris, T., G. Squibbs, A. Saul and J. Shucksmith (2014): Evaluating the use of sewer network event mean concentrations within integrated catchment models. 13th international conference on urban drainage, Sarawaka, Malaysia, 7-12 September 2014.
- NRC (2001): Assessing the TMDL approach to water quality management. Washington, D.C.: National Acad. Press, National Research Council.
- O'Connor, D. J. and W. E. Dobbins (1958): Mechanism of reaeration in natural streams. *Trans. ASCE*, No. 123, 641–684.
- O'Neill, R. V. (1968): Population energetics of a milipede, *Narceua Americanus* (Beavois). *Ecology*, 49, 803–809.
- Oni, S. K., M. N. Futter, L. A. Molot and P. J. Dillon (2012): Modelling the long term impact of climate change on the carbon budget of Lake Simcoe, Ontario using INCA-C. *The Science of the total environment*, 414, 387–403.
- Onigkeit, J. (2006): Ein Modell für Stickstoff- und Kohlenstoffumsätze im Boden von Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der Variabilität der mikrobiellen Aktivität. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig.
- Owens, M., R. W. Edwards and J. W. Gibbs (1964): Some reaeration studies in streams. *Int. J. Air and Water Pollution*, No. 8, 469–486.
- Owens, P. N. and A. J. Collins, editors (2006): Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modelling and management. Wallingford: CABI.
- Pansu, M., Z. Sallih and P. Bottner (1998): Modelling of soil nitrogen forms after organic amendments under controlled conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, No. 1, 19–29.
- Parajuli, P. B., N. O. Nelson, L. D. Frees and K. R. Mankin (2009): Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USDA-CEAP agricultural watersheds in south-central Kansas. *Hydrological Processes*, 23, No. 5, 748–763.
- Park, S., W. Bae, J. Chung and S.-C. Baek (2007): Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate. *Process Biochemistry*, 42, No. 12, 1671–1676.
- Parton, W., W. L. Silver, I. C. Burke, L. Grassens, M. E. Harmon, W. S. Currie, J. Y. King, E. C. Adair, L. A. Brandt, S. C. Hart and B. Fasth (2007): Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science (New York, N.Y.)*, 315, No. 5810, 361–364.
- Parton, W. J., S. J. Del Grosso, A. F. Plante, E. C. Adair and S. M. Lutz (2015): Modeling the Dynamics of Soil Organic Matter and Nutrient Cycling. In *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* Elsevier, 505–537.



- Paul, E. A. (2014): *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. 4th edition. Burlington: Elsevier Science.
- Petsri, S., A. Chidthaisong, N. Pumijumnong and C. Wachrinrat (2013): Greenhouse gas emissions and carbon stock changes in rubber tree plantations in Thailand from 1990 to 2004. *Journal of Cleaner Production*, 52, 61–70.
- Pettersson, A., B. Arheimer and B. Johansson (2001): Nitrogen Concentrations Simulated with HBV-N: New Response Function and Calibration Strategy. *Nordic Hydrology*, 32, No. 3, 227–248.
- Philip, A., M. Mathew, K. I. Punnoose, E. S. George and V. Philip (2003): Leaf litter decomposition and nutrient release in a fifteen year old rubber plantation. *Ind J Nat Rubb Res*, 16, No. 1&2, 81–84.
- Poff, N., D. J. Allan and M. B. Bain (1997): The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47, No. 11, 769–784.
- Pohlert, T., J. A. Huisman, L. Breuer and H.-G. Frede (2005): Modelling of point and non-point source pollution of nitrate with SWAT in the river Dill, Germany. *Advances in Geosciences*, 5, 7–12.
- Pohlert, T., J. A. Huisman, L. Breuer and H.-G. Frede (2007): Integration of a detailed biogeochemical model into SWAT for improved nitrogen predictions—Model development, sensitivity, and GLUE analysis. *Ecological Modelling*, 203, No. 3-4, 215–228.
- Porporato, A., P. D’Odorico, F. Laio and I. Rodriguez-Iturbe (2003): Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. I. Modeling scheme. *Advances in Water Resources*, 26, No. 1, 45–58.
- Post, J., V. Krysanova, F. Suckow, W. Mirschel, J. Rogasik and I. Merbach (2007): Integrated eco-hydrological modelling of soil organic matter dynamics for the assessment of environmental change impacts in meso- to macro-scale river basins. *Ecological Modelling*, 206, No. 1-2, 93–109.
- Povirk, K. L., J. M. Welker and G. F. Vance (2000): Carbon Sequestration in Arctic and Alpine Tundra and Mountain Meadow Ecosystems. In J. Kimble, R. Lal and R. Follett, editors: *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press, 189–228.
- Prilop, K., M. Lorenz, H. Le, N. Q. Hieu, G. Meon and N. H. Quan (2014a): A 3D-hydrodynamic and water quality model of the Thi Vai river under strongly tidal effect. In G. Meon et al., editors: *EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam*. Göttingen, Niedersachsen: Cuvillier, E.
- Prilop, K., H. Q. Nguyen, M. Lorenz, H. Le, T. H. Le and G. Meon (2014b): Integrated water quality monitoring of the Thi Vai River: An assessment of historical and current situation. In G. Meon et al., editors: *EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Zones in Vietnam*. Göttingen, Niedersachsen: Cuvillier, E, 97–110.
- Qafoku, N. P., M. E. Sumner and D. E. Radcliffe (2000): Anion Transport in Columns of Variable Charge Subsoils: Nitrate and Chloride. *Journal of Environment Quality*, 29, No. 2, 484.
- QCVN 09:2008/BTNMT (2008): National Regulation on Surface Water Quality. Vietnamese Government.
- Rauch, W., M. Henze, L. Koncsosk, P. Reichert, P. Shanahan, L. Somlyody and P. Vanrolleghem (1998): River water quality modelling: I. State of the art. *Water Science and Technology*, 38, No. 11, 237–244.

- Recha, J. W., J. Lehmann, M. T. Walter, A. Pell, L. Verchot and M. Johnson (2013): Stream water nutrient and organic carbon exports from tropical headwater catchments at a soil degradation gradient. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95, No. 2, 145–158.
- Reeder, J., C. Franks and D. Milchunas (2000): Root Biomass and Microbial Processes. In J. Kimble, R. Lal and R. Follett, editors: *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press.
- Refsgaard, J. C. (1996): Terminology, Modelling Protocol and Classification of Hydrological Model Codes. In M. B. Abbott and J. C. Refsgaard, editors: *Distributed hydrological modelling*. Dordrecht: Kluwer Acad. Publ, 17–39.
- Refsgaard, J. C. and B. Storm (2002): MIKE SHE. In V. P. Singh and D. K. Frevert, editors: *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications, 809–846.
- Reichert, P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Shanahan, L. Somlyódy and P. Vanrolleghem (2001): River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 43, No. 5, 11–30.
- Reynolds, M. P., I. Ortiz-Monasterio and A. McNab (2001): *Application of physiology in wheat breeding*. 4th edition. Mexico, DF (Mexico): CIMMYT.
- Richter, J., A. Nuske, W. Habenicht and J. Bauer (1982): Optimized N-mineralization parameters of loess soils from incubation experiments. *Plant and Soil*, 68, No. 3, 379–388.
- Riedel, G. (2004): *Ein hydrologisches Modell für tidebeeinflusste Flussgebiete*. Braunschweig: Dissertation, Technische Universität Braunschweig.
- Riedel, G. and U. Maniak (1999): Ableitung und Regionalisierung von Laufzeiten und Speicherfunktion für direkte Abflusskomponenten aus direkt beobachtbaren geographischen Informationen. In H.-B. Kleeberg et al., editor: *Hydrologie und Regionalisierung*. Weinheim: Wiley-VCH, 235–248.
- Ritter, W. F. and A. Shirmohammadi (2001): *Agricultural nonpoint source pollution: Watershed management and hydrology*. Boca Raton, Fla.: Lewis Publ.
- RIVN (2012): Quy Trinh Ky Thuat Cay Sao Su (Kautschukanbautechniken): (in vietnamesisch). Ho Chi Minh, Vietnam: RIVN, Tap Doan Cong Nghiep Cao Su Viet Nam.
- Rother, K.-H. (1974): *Der Einfluß von Veränderungen im Abflusssystem auf den Hochwasserablauf in kleinen Einzugsgebieten: Dissertation*. Volume 2, Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, Wasserhaushalt und Bodennutzung, Schriftenreihe des Sonderforschungsbereichs 150 d. Techn. Univ. Braunschweig.
- Sallih, Z. and M. Pansu (1993): Modelling of soil carbon forms after organic amendment under controlled conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, No. 12, 1755–1762.
- Saltelli, A. (2008): *Sensitivity analysis*. Paperback ed edition. Chichester: Wiley, Wiley paperback series.
- Santhi, C., J. G. Arnold, J. R. Williams, W. A. Dugas, R. Srinivasan and L. M. Hauck (2001): Validation of the swat model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37, No. 5, 1169–1188.
- Sauer, T. J., T. C. Daniel, P. A. Moore, K. P. Coffey, D. J. Nichols and C. P. West (1999): Poultry Litter and Grazing Animal Waste Effects on Runoff Water Quality. *Journal of Environment Quality*, 28, No. 3, 860.

- Saxton, K. E. and W. J. Rawls (2006): Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70, No. 5, 1569.
- Schaap, M. G., F. J. Leij and van Genuchten, Martinus Th. (2001): rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251, No. 3-4, 163–176.
- Schimel, J. (2003): The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, No. 4, 549–563.
- Schmalz, B. and N. Fohrer (2009): Comparing model sensitivities of different landscapes using the ecohydrological SWAT model. *Advances in Geosciences*, 21, 91–98.
- Schönborn, W. (2003): *Lehrbuch der Limnologie: Mit 65 Tabellen*. Stuttgart: Schweizerbart.
- Schroth, G., J. Lehmann, M. Rodriguez, E. Barros and J. Macedo (2001): Plant-soil interactions in multistrata agroforestry in the humid tropics. *Agroforestry Systems*, 53, No. 2, 85–102.
- Schueler, T. R. (1987): *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*: Publ. No. 87703. Washington, DC: Metropolitan Washington Council of Governments,.
- Schultz, J. (2002): *Die Ökozonen der Erde*. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer.
- Schwoerbel, J. and H. Brendelberger (2005): *Einführung in die Limnologie*. 9th edition. Heidelberg: Elsevier Spektrum Akad. Verl.
- Scott, J. T., J. B. Cotner and T. M. Lapara (2012): Variable stoichiometry and homeostatic regulation of bacterial biomass elemental composition. *Frontiers in microbiology*, 3, 42.
- Seitzinger, S. P., J. A. Harrison, E. Dumont, Beusen, Arthur H. W. and A. F. Bouwman (2005): Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, 19, No. 4, n/a.
- Shaffer, M. J., L. Ma and S. Hansen (2001): *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Boca Raton, Fla: Lewis Publishers, ebrary, Inc.
- Shanahan, P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Reichert, L. Somlyódy and P. Vanrolleghem (2001): River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): I. Modelling approach. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 43, No. 5, 1–9.
- Shanahan, P., M. Henze, L. Koncsos, W. Rauch, P. Reichert, L. Somlyódy and P. Vanrolleghem (1998): River water quality modelling: II. Problems of the art. *Water Science and Technology*, 38, No. 11, 245–252.
- Sharma, D. and A. Kansal (2013): Assessment of river quality models: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12, No. 3, 285–311.
- Sharpley, A. N., C. A. Jones, C. Gray and C. V. Cole (1984): A simplified soil and plant phosphorus model; II. Prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, No. 48, 805–809.
- Sharpley, A. N. and J. R. Williams (1990): EPIC, erosion/productivity impact calculator: 1. Model documentation. *USDA Technical Bulletin No 1768*..
- Shaw, S. B., J. R. Stedinger and M. T. Walter (2010): Evaluating Urban Pollutant Buildup/Wash-Off Models Using a Madison, Wisconsin Catchment. *Journal of Environmental Engineering*, 136, No. 2, 194–203.
- Simmons, C. T. and R. J. Hunt (2012): Updating the Debate on Model Complexity. *GSA Today*, 22, No. 8, 28–29.

- Singh, V. P. (1988): Rainfall-Runoff modeling. Volume ; 1, Hydrologic systems. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.
- Sinsabaugh, R. L., S. Manzoni, D. L. Moorhead and A. Richter (2013): Carbon use efficiency of microbial communities: stoichiometry, methodology and modelling. *Ecology letters*, 16, No. 7, 930–939.
- Skopp, J., M. D. Jawson and J. W. Doran (1990): Steady-State Aerobic Microbial Activity as a Function of Soil Water Content. *Soil Science Society of America Journal*, 54, No. 6, 1619.
- Smith, S. V., D. P. Swaney, L. Talaue-McManus, J. D. Bartley, P. T. Sandhei, C. J. McLaughlin, V. C. Dupra, C. J. Crossland, R. W. Buddemeier, B. A. Maxwell and F. Wulff (2003): Humans, Hydrology, and the Distribution of Inorganic Nutrient Loading to the Ocean. *BioScience*, 53, No. 3, 235.
- Sobecki, T. M., Moffitt, D. L., J. Stone, C. D. Franks and A. G. Mendenhall (2000): A Broad- Scale Perspective on the Extent, Distribution, and Characteristics of U. S. Grazing Lands. In J. Kimble, R. Lal and R. Follett, editors: *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press, 21–63.
- Socolofsky, S. A. and G. H. Jirka (2002): *Environmental Fluid Mechanics Part I: Mass Transfer and Diffusion: Engineering Lectures*. Karlsruhe: Universität Karlsruhe, Institut für Hydrodynamik.
- Steele, J. H. (1965): Notes on Some Theoretical Problems in Produktion Ecology. In C. R. Goldman, editor: *Primary Production in Aquatic Environments*. Berkeley, CA: University of California Press, 383–396.
- Stocking, M. and N. Murnaghan (2001): *Field Assessment of Land Degradation*. Margate, Kent: Thanet Press.
- Stödter, A. (1994): GIS-gestützte Ermittlung von Abflußkonzentrationsparametern für ein konzeptionelles Hochwassermodell: Mitteilungen des Leichtweiß-Instituts der Technischen Universität Braunschweig. Volume 126, Braunschweig: Technische Universität Braunschweig.
- Strauch, M. and M. Volk (2013): SWAT plant growth modification for improved modeling of perennial vegetation in the tropics. *Ecological Modelling*, 269, 98–112.
- Streeter, W. H. and E. B. Phelps (1925): A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. Washington D.C.: U.S. Public Health Service, Public Health Bull. 146.
- Sumner, M. E., editor (1999): *Handbook of soil science*. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- Ta, P. D. (2014): Anwendung eines CNP-Bodenmodells unter unterschiedlichen klimatischen Bedingungen: Bachelorarbeit (unveröffentlicht). Braunschweig: TU Braunschweig.
- Tadesse, G. (2001): Land Degradation: A Challenge to Ethiopia. *Environmental Management*, 27, No. 6, 815–824.
- TAMU (2015): SWAT Source Code: Texas A&M University (TAMU). (URL: <http://swat.tamu.edu/software/swat-executables/>) – besucht am 07.06.2015.
- Thao, N. D., H. Takagi and M. Esteban (2014): Economic Growth and Climate Change Challenges to Vietnamese Ports. In *Coastal Disasters and Climate Change in Vietnam* Elsevier, 339–354.
- Thiemig, V., R. Rojas, M. Zambrano-Bigiarini and A. d. Roo (2013): Hydrological evaluation of satellite-based rainfall estimates over the Volta and Baro-Akobo Basin. *Journal of Hydrology*, 499, 324–338.
- Thomann, R. V. and J. A. Mueller (1987): *Principles of surface water quality modeling and control*. New York: Harper and Row.

- Thomas, G. W. and M. McMahon (1972): The relationship between soil characteristics, water movement and nitrate concentration of Groundwater. Volume 52, Water resources institute research report. Lexington, KY: Univ. of Kentucky.
- Townsend, S. A. and C. A. Edwards (2002): Deoxygenation and a fish kill associated with early wet season flow of the Mary River into Shady Camp Billabong, and its significance for water quality management. Darwin: NT Department of Infrastructure, Planning and Environment.
- Townsend, S. A. and A. V. Padovan (2005): The seasonal accrual and loss of benthic algae (Spirogyra) in the Daly River, an oligotrophic river in tropical Australia. *Marine and Freshwater Research*, 56, No. 3, 317.
- Uhlmann, D. and W. Horn (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer: Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler ; 34 Tabellen. Volume 2206, UTB für Wissenschaft Biologie, Geologie, Geographie. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer.
- Ujang, Z. and C. Buckley (2002): Water and wastewater in developing countries: present reality and strategy for the future. *Water Sci Technol*, 46, No. 9, 1–9.
- UNESCO (2012): Managing Water under Uncertainty and Risk: THE UNITED NATIONS WORLD WATER DEVELOPMENT REPORT 4. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, UNESCO-IHE Institute for Water Education.
- UNESCO (2014): United Nations World Water Development Report (WWDR 2014): Water and Energy. Paris, France: UNESCO, Scientific and Cultural Organization.
- US EPA (2007): An Approach for Using Load Duration Curves in the Development of TMDLs. Washington, D.C.: US EPA, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 841-B-07-006.
- USGS (2015): HSPF Source Code. (URL: <http://water.usgs.gov/software/HSPF/>) – besucht am 07.06.2015.
- VAAS (2013): Vietnam Academy of Agricultural Sciences. (URL: <http://vaas.org.vn/>) – besucht am 23.05.2013.
- Vadas, P. A. and M. J. White (2010): Validating soil phosphorus routines in the SWAT model. *Transactions of the ASABE*, No. 53, 1469–1476.
- van Griensven, A. and W. Bauwens (2001): Integral water quality modelling of catchments. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 43, No. 7, 321–328.
- van Griensven, A. and W. Bauwens (2003): Concepts for river water quality processes for an integrated river basin modelling. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48, No. 3, 1–8.
- van Griensven, A., T. Meixner, S. Grunwald, T. Bishop, M. Diluzio and R. Srinivasan (2006): A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, 324, No. 1-4, 10–23.
- Vandenberghe, V., A. van Griensven, W. Bauwens and P. A. Vanrolleghem (2005): Propagation of uncertainty in diffuse pollution into water quality predictions: application to the River Dender in Flanders, Belgium. *Water Science & Technology*, 51, No. 3/4, 347–354.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell and C. E. Cushing (1980): The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, No. 1, 130–137.
- Vanrolleghem, P. A. (2010): Modelling aspects of water framework directive implementation. Volume 1, [Water framework directive series]. London and New York: Iwa Publ.

- VKHT (2010): NGHIEN CUU DANH GIA ANH HUONG CUA QUA TRINH PHAT TRIEN KINH TE XA HOI TOI MOI RUONG SONG THI VAI VA VUNG LAN CAN DE XUAT GIAI PHAP BAO VE MOI TRUONG. Hanoi.
- Volk, M., Fohrer, N., Schmalz, B. and A. Ullrich (2011): Application of the SWAT Model for Ecohydrological Modelling in Germany. In M. K. Shukla, editor: Soil Hydrology, Land Use and Agriculture: Measurement and Modelling. CABI, 176–195.
- Volk, M., S. Liersch and G. Schmidt (2009): Towards the implementation of the European Water Framework Directive? Land Use Policy, 26, No. 3, 580–588.
- Voss, F. (2005): Integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinarer Stofftransportprozesse unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen am Beispiel der Unstrut: Dissertation. [URL: https://publishup.uni-potsdam.de/frontdoor/index/index/docId/565](https://publishup.uni-potsdam.de/frontdoor/index/index/docId/565) – besucht am 20.03.2013.
- Wachrinrat, C. (2000): Community dynamics of building phase in fire and non-fire protected secondary dry dipterocarp forest, Nakhon Ratchasima..
- Wade, A. J., P. Durand, V. Beaujouan, W. W. Wessel, K. J. Raat, P. G. Whitehead, D. Butterfield, K. Rankinen and A. Lepisto (2002a): A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. Hydrology and Earth System Sciences, 6, No. 3, 559–582.
- Wade, A. J., P. G. Whitehead and D. Butterfield (2002b): The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations. Hydrology and Earth Systems Sciences, 6, No. 3, 583–606.
- Wagener, T. and H. V. Gupta (2005): Model identification for hydrological forecasting under uncertainty. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 19, No. 6, 378–387.
- Walker, T. W. and J. K. Syers (1976): The fate of phosphorus during pedogenesis. Geoderma, 15, No. 1, 1–19.
- Wallbrink, P. J. (2004): Quantifying the erosion processes and land-uses which dominate fine sediment supply to Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia. Journal of environmental radioactivity, 76, No. 1-2, 67–80.
- Wallis, S. G. (1994): Simulation of Solute Transport in Open Channel Flow. In K. J. Beven and C. M. Allen, editors: Mixing and transport in the environment. Chichester: Wiley, 89–112.
- Walsh, C. J. (2000): Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. Hydrobiologia, 431, No. 2/3, 107–114.
- Walsh, C. J., A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman and R. P. Morgan (2005): The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society, 24, No. 3, 706–723.
- Walter, H. and H. Lieth (1960-1967): Klimadiagramm-Weltatlas. Jena: Fischer.
- WB (2013): Socialist Republic of Vietnam Performance of the Wastewater Sector in Urban Areas: A Review and Recommendations for Improvement: Vietnam Urban Wastewater Review. Volume Report No: ACS7712, The World Bank and Australian Aid.
- Webster, I. T., N. Rea, A. V. Padovan, P. Dostine, S. A. Townsend and S. Cook (2005): An analysis of primary production in the Daly River, a relatively unimpacted tropical river in northern Australia. Marine and Freshwater Research, 56, No. 3, 303.
- Wellen, C., A.-R. Kamran-Disfani and G. B. Arhonditsis (2015): Evaluation of the current state of

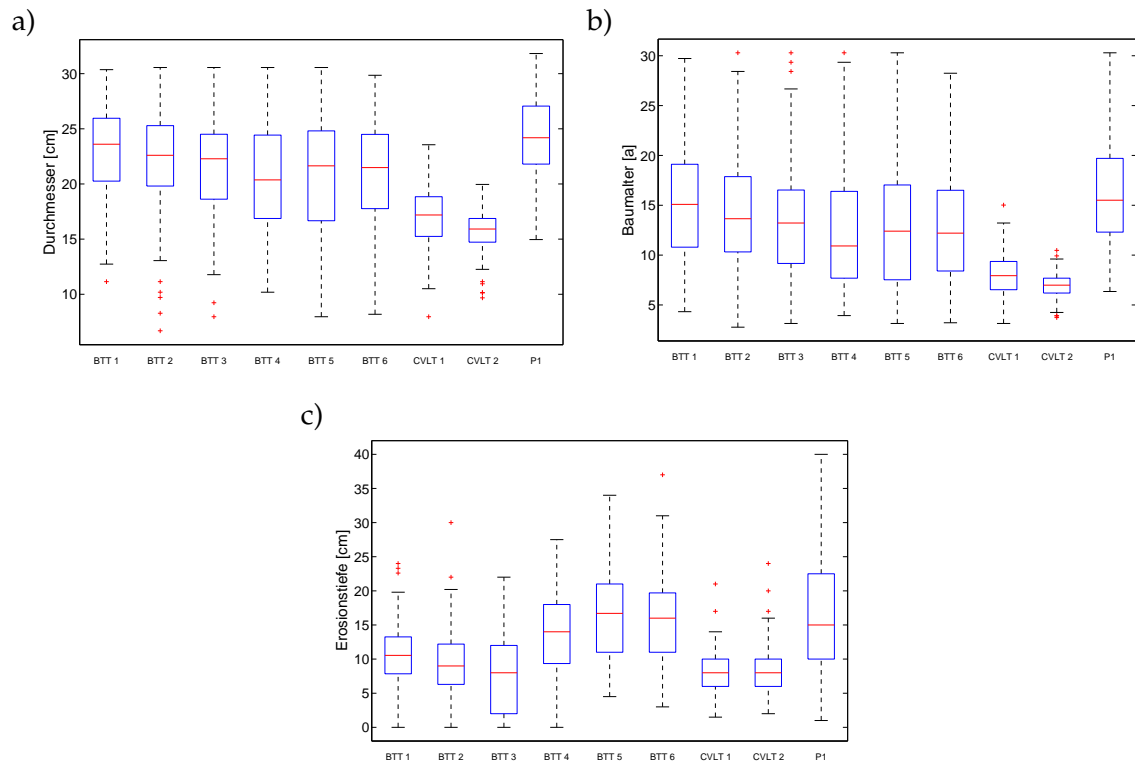
- distributed watershed nutrient water quality modeling. *Environmental science & technology*, 49, No. 6, 3278–3290.
- Wetzel, R. G. (2001): *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3rd edition. San Diego, Calif.: Acad. Press Elsevier.
- White, M. J., D. E. Storm, A. Mittelstet, P. R. Busteed, B. E. Haggard and C. Rossi (2014): Development and testing of an in-stream phosphorus cycling model for the soil and water assessment tool. *Journal of environmental quality*, 43, No. 1, 215–223.
- Whitehead, P., E. WILSON, D. Butterfield and K. SEED (1998): A semi-distributed integrated flow and nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part II — application to large river basins in south Wales and eastern England. *Science of the Total Environment*, 210-211, 559–583.
- Wiedemann, B. (2015): *Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt in Oberflächengewässern eines ehemaligen Rieselfeldgebietes am Beispiel des Lietzengrabens (Berlin Buch): Masterarbeit (unveröffentlicht)*. Braunschweig: TU Braunschweig.
- Williams, J. R. (1975): Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. In *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources*. Volume ARS-S-40, U.S. Dept. Agric, 244–252.
- Williams, J. R. (1980): SPNM, A MODEL FOR PREDICTING SEDIMENT, PHOSPHORUS, AND NITROGEN YIELDS FROM AGRICULTURAL BASINS. *Journal of the American Water Resources Association*, 16, No. 5, 843–848.
- Williams, J. R. and R. W. Hann (1978): Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints. Volume 96, Tech. Rept.. Texas A & M Univ.: Texas Water Resources Institute.
- Wischmeier, W. H. and D. D. Smith (1965): Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation. Volume no. 282, *Agriculture handbook* (United States. Dept. of Agriculture). Washington, D.C.: Agricultural Research Service, U. S. Dept of Agriculture in cooperation with Purdue Agricultural Experiment Station.
- Wischmeier, W. H. and D. D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Washington, DC (URL: <http://topsoil.nserl.purdue.edu/usle/AH/textunderscore537.pdf>) – besucht am 16.07.2014.
- Wong, M. T. F. and S. Nortcliff (1995): Seasonal fluctuations of native available N and soil management implications. *Fertilizer Research*, 42, No. 1-3, 13–26.
- Wool, T. A., R. B. Ambrose, J. L. Martin and E. A. Comer (2001): *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 6.0 DRAFT: User's Manual*. Atlanta, Georgia, USA: US EPA.
- Xu, C., M. J. Shaffer and M. Al-kaisi (1998): Simulating the Impact of Management Practices on Nitrous Oxide Emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 62, No. 3, 736.
- Young, R. A., C. A. Onstad, D. D. Bosch and W. P. Anderson (1989): AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water*, 44, No. 2, 168–173.
- Young, R. G. and A. D. Huryn (1999): Effects of Land Use on Stream Metabolism and Organic Matter Turnover. *Ecological Applications*, 9, No. 4, 1359.
- Zalewski, M., G. A. Janauer and Jolánkai G. (1997): *Ecohydrology: A New Paradigm for the Sus-*



- tainable Use of Aquatic Resource. UNESCO, Paris, INTERNATIONAL HYDROLOGICAL PROGRAMME.
- Zalewski, M., I. Wagner-Lotkowska and R. D. Robarts (2004): Integrated Watershed Management: Ecohydrology & Phytotechnology-Manual. Osaka, Japan: UNEP-DTIE-IETC.
- Zech, W. and G. Hintermaier-Erhard (2002): Böden der Welt: Ein Bildatlas. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- Zeunert, S. (2015): Application of a 2D ecohydrodynamic model for estimating the influence of anthropogenic pressure and climate change on the Thi Vai river. In M. Pätsch and H. Q. Nguyen, editors: Environmental and Water Protection Technologies of Coastal Zones in Vietnam..
- Zhang, X., R. C. Izaurralde, J. G. Arnold, J. R. Williams and R. Srinivasan (2013): Modifying the Soil and Water Assessment Tool to simulate cropland carbon flux: model development and initial evaluation. *The Science of the total environment*, 463-464, 810–822.
- Zheng, F., X. He, X. Gao, C.-e. Zhang and K. Tang (2005): Effects of erosion patterns on nutrient loss following deforestation on the Loess Plateau of China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, No. 1, 85–97.

## Anhang

### A Felduntersuchungen



**Abb. A.1:** Boxplots des a) Durchmessers und b) Alters von Kautschuckbäumen sowie c) der Erosionstiefe am Stammfuß von Kautschuckbäumen in den untersuchten Parzellen in Plantagen im Bung Mon Teileinzugsgebiet. Das Baumalter wurde anhand einer empirischen Beziehung nach (Petsri et al., 2013) aus dem Baumumfang in Brusthöhe bestimmt.



**Abb. A.2:** Bilddokumentation des Unterwuchses von Kautschukplantagen im Einzugsgebiet. Links: Kautschukplantage im Bung Mon Teineinzugsgebiet auf schwach geneigtem Gelände. Rechts: Kautschukplantage an einem Hang im Teileinzugsgebiet Suoi Ca. Bildaufnahme im September 2013 zum Ende der Regenzeit bei voll ausgebildeter Grasbedeckung (Fotos: M. Lorenz).

Tab. A.1: Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Thi Vai Einzugsgebiet

ID	Landuse	pH	Sand [%]	Silt [%]	Clay [%]	Bulk density [g/m <sup>3</sup> ]	Sat. hydr. conductivity [m/d]	Org. C [%]	TN [%]	Available N [mg/kg]	TP P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [mg/kg]	Available P P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [%]	Soil type*
18	Grassland	-	77	21	2	-	-	-	-	-	-	-	ACF
2	Flood plain	3,6	47	39	14	1,51	0,047	1,75	0,14	11,30	0,23	64,40	ACG
15	Forest	-	5,0	35	60	-	-	-	-	-	-	-	ACG
16	Agriculture	-	68	9	23	-	-	-	-	-	-	-	ACG
19	Agriculture	-	60	20	20	-	-	-	-	-	-	-	ACG
21	Rubber	4,6	30	40	30	-	-	-	-	-	-	-	ACG
23	Cassava	3,5	50	35	15	-	-	-	-	-	-	-	ACG
1	Rubber	3,6	81	9	10	1,59	1,514	0,60	0,06	13,54	0,18	24,13	ACR
3	Jackfruit	3,7	80	14	6	1,53	2,934	0,87	0,06	12,88	0,19	9,33	ACR
4	Rubber	3,8	12	21	67	1,14	0,045	2,21	0,16	13,24	0,37	0,71	ACR
13	Mixed, Rice	5,3	49	29	22	1,58	0,953	3,98	0,34	10,42	0,39	10,99	ACR
17	Agriculture	-	72	18	10	-	-	-	-	-	-	-	ACR
24	Rubber	3,7	65	30	5	-	-	-	-	-	-	-	ACR
6	Rubber	3,7	54	20	26	1,32	0,019	2,03	0,13	12,69	0,21	2,63	FRR
9	Rubber	3,9	45	22	33	1,34	0,011	1,72	0,13	15,08	0,28	89,42	FRR
12	Rice	3,9	29	41	30	1,22	0,315	1,56	0,17	14,75	0,23	1,06	GLU
14	Rubber	3,8	2	31	67	1,00	0,038	2,21	0,15	14,48	0,54	3,93	GLU
22	Rice	4,4	35	35	30	-	-	-	-	-	-	-	GLU
7	Rice	4,1	13	46	40	1,14	0,035	1,14	0,13	8,86	0,55	1,24	LVF
8	Agriculture	-	55	25	20	-	-	-	-	-	-	-	LVF
10	Forest	5,1	26	40	34	1,33	38,082	2,29	0,18	9,34	0,41	3,76	LVF
11	Rubber	3,9	89	6	5	1,52	1,265	0,54	0,09	14,02	0,19	20,21	LVF

\*ACR: Arenic Acrisol, ACF: Ferric Acrisol, ACCG: Gleyic Acrisol, LVF: Ferric Luvisol, FRR: Rhodic Ferralsol, GLU: Gleyic Luvisol

## B Pflanzendatenbank

**Tab. B.1:** Zusammenstellung der Parameter der Pflanzendatenbank.

Parameter	Beschreibung	Einheit
KEY	Identifikations Nummer	
CPNM	Ein 4 Buchstaben Code zur Identifizierung	
IDC	Pflanzenklasse (1: Annual, 2: Perennial, 3: Baum)	
CROPNAME	Vollständiger Name der Pflanze	
BIO <sub>E</sub>	Radiation Use Efficiency (RUE)	$[(kg\ ha^{-1})(MJ\ m^{-2})^{-1}]$
HVSTI	Harvest Index unter optimalen Bedingungen	[-]
LAI <sub>max</sub>	Maximaler LAI	[-]
fr <sub>PHU,1</sub>	fr <sub>PHU</sub> am ersten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>LAI,1</sub>	Anteil des maximalen LAI am ersten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>PHU,2</sub>	fr <sub>PHU</sub> am zweiten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>LAI,2</sub>	Anteil des maximalen LAI am zweiten Punkt der optimalen Entwicklungskurve	[-]
DLAI	fr <sub>PHU</sub> ab dem die Seneszens der Blätter einsetzt	[-]
CHTMX	Maximale Pflanzenhöhe	[m]
RDMX	Maximale Wurzeltiefe	[m]
T <sub>BASE</sub>	Minimum-Temperatur bei der Pflanzenwachstum stattfindet	[°C]
CNYLD	Anteil von Stickstoff im Erntegut	$[kg\ N\ kg^{-1}\ Ertrag^{-1}]$
CPYLD	Anteil von Phosphor im Erntegut	$[kg\ N\ kg^{-1}\ Ertrag^{-1}]$
fr <sub>N,1</sub>	Anteil von N an der Pflanzenbiomasse zu Beginn der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>N,2</sub>	Anteil von N an der Pflanzenbiomasse bei fr <sub>PHU,50</sub> der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>N,3</sub>	Anteil von N an der Pflanzenbiomasse bei fr <sub>PHU,100</sub> der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>P,1</sub>	Anteil von P an der Pflanzenbiomasse zu Beginn der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>P,2</sub>	Anteil von P an der Pflanzenbiomasse bei fr <sub>PHU,50</sub> der optimalen Entwicklungskurve	[-]
fr <sub>P,3</sub>	Anteil von P an der Pflanzenbiomasse bei fr <sub>PHU,100</sub> der optimalen Entwicklungskurve	[-]
USLE <sub>C</sub>	Minimaler Wert des Cover-Faktors	[-]
LAI <sub>min</sub>	Minimaler LAI der Pflanze	[-]
matyears	Alter eines ausgereiften Baumes	[a]
BMX <sub>TREES</sub>	Maximale Biomasse eines Bestandes	$[t\ ha^{-1}]$
k <sub>l</sub>	Lichtextinktionskoeffizient	[-]
bio <sub>dieoff</sub>	Teil der Pflanzenbiomasse, der im Laufe der Seneszens zu Pflanzenresiduen wird	[-]
PHU	Potentielle Heat Units die benötigt werden, um das Reifestadium zu erreichen	[°C]
CN <sub>litter</sub>	Mittleres Verhältnis von C:N im Streu	[-]
CN <sub>root</sub>	Mittleres Verhältnis von C:N in den Wurzeln	[-]
CP <sub>litter</sub>	Mittleres Verhältnis von C:P im Streu	[-]
CP <sub>root</sub>	Mittleres Verhältnis von C:P in den Wurzeln	[-]
Pfactor	Practice-Faktor der MUSLE Gleichung	[-]

## C Stofftransport in Oberflächengewässern

Der Transport und die Konzentration eines Stoffes in einem Gewässer werden maßgeblich durch die hydrodynamischen Prozesse Advektion, Diffusion und Dispersion sowie durch biologische und chemische Umsetzung beeinflusst. Der advective Transport erfolgt in Fließrichtung und übt keinen Einfluss auf die Konzentration eines Stoffes aus. Die Diffusion resultiert aus der Brownschen Molekularbewegung. Sie erfolgt ungerichtet und führt dazu, dass Stoffgradienten ausgeglichen werden. Die Dispersion beschreibt den Ausgleich von Konzentrationsgradienten innerhalb eines Gewässers infolge von turbulenten Fließvorgängen. Da sowohl Diffusion als auch Dispersion zu einem Ausgleich von Stoffgradienten führen werden sie häufig unter dem Begriff effektive Dispersion zusammengefasst. Mathematisch werden diese Prozesse durch die Advektions-Dispersions-Gleichung (Advection Dispersion Equation, CDE) beschrieben, welche auf dem Fick'schem Gesetz und dem Prinzip der Massenerhaltung beruht. Für eine detaillierte Herleitung sei z.B. auf [Martin et al. \(1999\)](#) verwiesen. Für den Fall eines nicht-konservativen Stoffes der eindimensional (longitudinal in x-Richtung) transportiert wird, ergibt sich die CDE zu (Gleichung C.1):

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \underbrace{-u \frac{\delta C}{\delta x}}_{\text{Advektion}} + \underbrace{\frac{\delta}{\delta x} \left( D \frac{\delta C}{\delta x} \right)}_{\text{effektive Dispersion}} \pm S + L \quad (\text{C.1})$$

mit	C	Stoffkonzentration	$[g \, m^{-3}]$
	u	Fließgeschwindigkeit in x-Richtung	$[m \, s^{-1}]$
	D	effektiver Dispersionskoeffizient	$[m^2 \, s^{-1}]$
	S	Reaktionsterm	$[g \, m^{-3} \, s^{-1}]$
	L	externe Stoffquellen	$[g \, m^{-3} \, s^{-1}]$
	x	Strecke in x-Richtung	$[m]$
	t	Zeit	$[s]$

Gleichung C.1 findet in ihrer ein bis dreidimensionalen Form Anwendung in komplexen Wasserqualitätsmodellen. Einige Beispiele für solche komplexen Wasserqualitätsmodelle sind HEC-RAS, MIKE11 und 21, sowie CE-QUAL-W2 und DELFT3D ([Brunner, 2010](#); [DHI, 2009](#); [Cole and Wells, 2003](#); [Delft Hydraulics, 2014](#)). Die Berechnung des hydraulischen Strömungsfeldes erfolgt auf Grundlage der Navier-Stokes-Gleichung ([Martin et al., 1999](#)). Die numerische Lösung erfolgt dabei für gewöhnlich mittels einer finite Differenzen oder finite Elemente Methode. In Abhängigkeit der Anzahl an Rechenelementen und der für gewöhnlich kleinen Zeitschritte, die benötigt werden um eine stabile numerische Lösung zu gewährleisten, sind diese Methoden sehr rechenintensiv.

Daher werden in hydrologischen Wasserqualitätsmodellen auf der Einzugsgebietsskala vereinfachte konzeptionelle Ansätze verwendet, um den Transport von Wasser und Stoffen im Gewässernetz zu beschreiben. Konzeptionelle hydrologische Verfahren die die Translation und Retention einer ablaufenden Welle beschreiben, basieren auf der

integrierten Form der Kontinuitätsgleichung über einen Fließgewässerabschnitt der Länge  $x$  (Gleichung C.2) (Maniak, 2010):

$$\frac{dV}{dt} = Q_{zu} - Q_{ab} \quad (C.2)$$

mit	$V$	Volumen im Fließgewässerabschnitt	$[m^{-3}]$
	$Q_{zu}$	Zufluss in den Fließgewässerabschnitt	$[m^3 s^{-1}]$
	$Q_{ab}$	Abfluss aus dem Fließgewässerabschnitt	$[m^3 s^{-1}]$
	$t$	Zeit	$[s]$

Gleichung C.2 wird auch als Linearspeicher bezeichnet und stellt das einfachste hydrologischen Verfahren dar. Der Linearspeicher basiert auf einer einfachen Massenbilanz, die besagt, dass die Änderung des Volumens im Fließgewässerabschnitt über die Zeit die Differenz aus dem Zufluss und dem Abfluss in und aus dem Fließgewässerabschnitt ist. Eine Weiterentwicklung des Linearspeicheransatzes stellen das Muskingum-Verfahren, der variable Speicher-Ansatz, oder das Kalinin-Miljukov-Verfahren dar, welche häufig Verwendung finden, um das Abfließen einer Welle im Gerinne zu beschreiben (Maidment, 1993). Das Grundlegende Konzept der konzeptionellen hydrologischen Verfahren ist, dass der Fluss mittels einer Reihe von Speichern räumlich diskretisiert wird. Eine Limitierung der hydrologischen Verfahren ist, dass keine Rückstauwirkungen, wie sie z.B. durch Dämme, Wehre oder Tide hervorgerufen werden, abbilden können.

Vereinfachte Modelle der CDE können für Systeme abgeleitet werden, in denen Advektion oder Dispersion dominant ist. Als Maß für die Dominanz von Advektion oder Dispersion dient die Peclet-Zahl (Gleichung C.3):

$$Pe = \frac{D}{u L} = \frac{D}{u^2 t} \quad (C.3)$$

mit	$Pe$	Peclet-Zahl	$[-]$
	$D$	effektiver Dispersionskoeffizient	$[m^2 s^{-1}]$
	$u$	Fließgeschwindigkeit	$[m s^{-1}]$
	$L$	Länge des Gewässerabschnittes	$[m]$
	$t$	Fließzeit	$[s]$

Für  $Pe \gg 1$  ist die Diffusion dominant und für eine  $Pe \ll 1$  ist die Advektion dominant (Socolofsky and Jirka, 2002). Vereinfachte Stofftransportmodelle können für den Fall abgeleitet werden, dass die Advektion oder Diffusion dominant ist.

Die dominanten Transportprozesse in einem See sind die Diffusion und die Dispersion. In so einem System kann der Advektionsterm vernachlässigt werden und die CDE kann vereinfacht durch das konzeptionelle Modell eines Rührkessels (Continuous Stirred Tank Reaktor, CSTR) beschrieben werden (Gleichung C.4 und Abbildung 2.15 a) (Socolofsky and Jirka, 2002).



$$\frac{dC}{dt} = \frac{1}{\bar{t}} (C_{zu} - C_{ab}) \pm R \quad (\text{C.4})$$

mit	C	Stoffkonzentration	$[g\ m^{-3}]$
	$C_{zu}$	Stoffkonzentration im Zufluss	$[g\ m^{-3}]$
	$C_{ab}$	Stoffkonzentration im Abfluss	$[g\ m^{-3}]$
	$\bar{t}$	Verweilzeit des Stoffes im Fließgewässerabschnitt = $V \cdot Q^{-1}$	$[d]$
	R	Reaktionsterm	$[g\ m^{-3}\ d^{-1}]$

Der dominante Transportprozess in Flüssen ist die Advektion eines Stoffes in Fließrichtung. Der Prozess der Dispersion ist in Flüssen meist weniger bedeutend. Somit wird die Konzentration eines Stoffes in einem Fließgewässerabschnitt maßgeblich durch die Fließgeschwindigkeit und biologische und chemische Umsatzprozesse bestimmt. Der Effekt der Dispersion kann häufig vernachlässigt werden, wenn der Eintrag konstanter Stofffrachten in ein Gewässer untersucht wird (Ji, 2008). In solch einem Fall ist das konzeptionelle Modell des Rohrreaktors (Plug Flow Reaktors, PFR) (Abbildung 2.15 b) geeignet den Stofftransport in einem Fließgewässer zu beschreiben (Gleichung C.5) (Chapra, 2008).

$$\frac{dC}{dt} = -R \quad (\text{C.5})$$

mit	C	Stoffkonzentration	$[g\ m^{-3}]$
	R	Reaktionsterm	$[g\ m^{-3}\ d^{-1}]$

Wenn allerdings instationäre Stofffrachten vorliegen, wie sie z.B. bei Sturmereignissen während feucht Wetterperioden auftreten, dann entsprechen die Stofffrachten eher einzelnen pulsartigen Frachten und weniger konstanten Frachten. In solch einem Fall ist ein rein advektives Modell nicht ausreichend, um die Transportprozesse in einem Fließgewässer zu beschreiben (Ji, 2008). Die einfachste Form eines konzeptionellen Fließgewässersmodells, das Advektion und Dispersion berücksichtigt, ist die Rührkesselskaskade (Tank in Series Model). Dieses Modell basiert auf einer einfachen Aneinanderreihung von CSTRs (Abbildung 2.15 c) (Chapra, 2008). Wie in Socolofsky and Jirka (2002) gezeigt, entspricht das Rührkessel-Modell der CDE mit einem effektiven Dispersionskoeffizienten  $D_n = u\Delta x/2$ . Der effektive Dispersionskoeffizient  $D_n$  ist ein numerischer Fehler in Abhängigkeit von der räumlichen Diskretisierung. Wird die räumliche Diskretisierung gröber, erhöht sich der numerische Fehler und die numerische Dispersion steigt. Für  $\Delta x \rightarrow 0$ , geht auch die  $D_n$  gegen Null und das Modell entspricht einem Plug Flow Reactor. Folglich muss die Größe der einzelnen Rührkessel so gewählt werden, dass  $D_n$  der physikalischen longitudinalen Dispersion eines Fließgewässerabschnittes entspricht Socolofsky and Jirka (2002).

Ein alternativer Ansatz, um die Advektion und Dispersion in Gewässern zu beschreiben, ist das Aggregierte Totzonen Modell („Aggregated Dead Zone Model“, ADZ) (Beer

and Young, 1983; Wallis, 1994). Das ADZ Modell ist ebenfalls ein konzeptionelles Modell, in dem die komplexen physikalischen Transportprozesse vereinfacht dargestellt werden.

Im ADZ Modell wird der Fließgewässerabschnitt durch einen PFR der mit einem CSTR in Reihe geschaltet ist, dargestellt (Abbildung 2.15 d). Der CSTR steht symbolisch für die aggregierte Totzone. In der aggregierten Totzone werden alle Effekte zusammengefasst die zu dispersiven Prozessen führen (Gleichung C.6).

$$\frac{dCx_{ab}}{dt} = \frac{1}{T_{res}} (Cx_{zu}(t - \tau) - Cx_{ab}) \quad (C.6)$$

mit	$Cx_{ab}$	Konzentration des Stoffes x am Auslass des Fließgewässerabschnittes	$[g\ m^{-3}]$
	$Cx_{zu}$	Konzentration des Stoffes x am Einlass des Fließgewässerabschnittes	$[g\ m^{-3}]$
	$T_{res}$	Verweilzeit eines Stoffes in der aggregierten Totzone	$[s]$
	$\tau$	zeitliche Verzögerung durch advektiven Transport	$[s]$

Dabei stellt der dispersive Anteil  $\gamma$  das Verhältnis des Volumens des gesamten Fließgewässerabschnittes  $V_{akt}$  zu dem Volumen der aggregierten Totzone  $V_{tot}$  dar (Gleichung C.7).

$$\gamma = \frac{V_{akt}}{V_{tot}} = \frac{T_{res}}{\bar{t}} \quad (C.7)$$

Der Parameter  $\tau$  ist mit der zeitlichen Verzögerung durch advektiven Transport assoziiert. Somit werden die Prozesse der Advektion und Dispersion durch die beiden ADZ Modellparameter  $\tau$  und  $T_{res}$  charakterisiert. Die gesamte Aufenthaltszeit im Fließgewässerabschnitt entspricht somit (Wallis, 1994).

$$\bar{t} = T_{res} + \tau = \frac{L}{u} \quad (C.8)$$

Wobei  $u$  die mittlere Fließgeschwindigkeit des Gewässerabschnittes ist. Die zeitliche Verzögerung kann daher berechnet werden durch

$$\tau = \bar{t} (1 - \gamma) \quad (C.9)$$

Berücksichtigt man neben den Prozessen der Advektion und Dispersion auch noch Transformationsprozesse kann Gleichung C.6 erweitert werden,

$$\frac{dCx_{ab}(t)}{dt} = \frac{1}{T_{res}} \underbrace{(Cx_{zu}(t - \tau) - Cx_{ab}(t))}_{\text{Advektion/Dispersion}} \pm \underbrace{S}_{\text{Transformation}} \quad (C.10)$$

wobei der Transformationsterm  $S$  der Summe aus biochemischen Abbau- und Umwandlungsprozessen entspricht. Es ist zu beachten das Transformationsprozesse sowohl während des advektiven Transportes im PFR als auch während des dispersiven Transportes im CSTR stattfindet (Lees et al., 2000) (Abbildung 2.15 d). Unter der Annahme

eines stationären Zustandes über den Zeitschritt, kann die Änderung der Zuflusskonzentration  $Cx_{zu}(t - \tau)$  nach Thomann and Mueller (1987) und Chapra (2008) entsprechend Gleichung C.11 berechnet werden

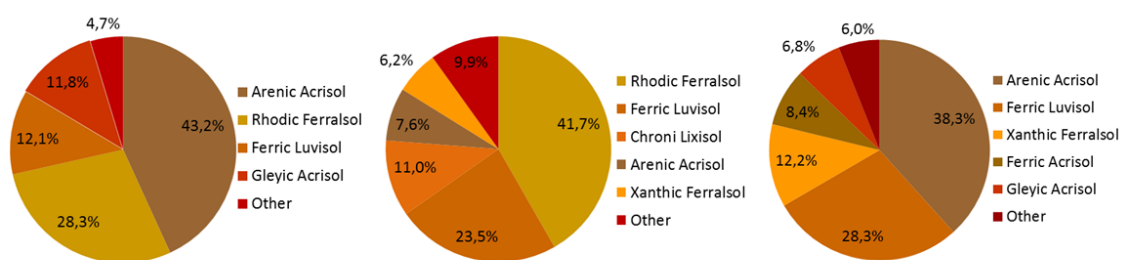
$$\frac{dCx_{zu}(t - \tau)}{d\tau} = \pm \underbrace{S}_{\text{Transformation}} \quad (\text{C.11})$$

## D Parameter und Faktoren des Wasserqualitätsmoduls

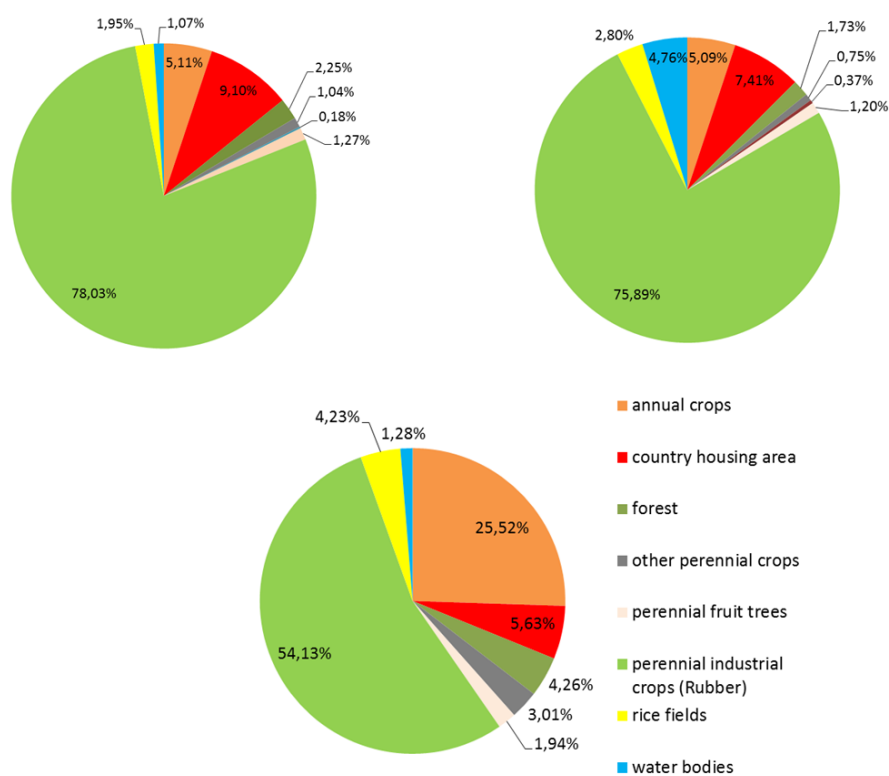
**Tab. D.1:** Parameter des Wasserqualitätsmoduls in Panta Rhei WQ. Die angegebenen Wertebereiche orientieren sich an QUAL2E/K und SWAT (Bowie et al., 1985; Brown and Barnwell, 1987; Chapra et al., 2008; Neitsch et al., 2011b)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wertebereich
<b>Algen</b>			
$kgp$	Photosynthese/Wachstums-rate der Algen	$[d^{-1}]$	1.0 - 3.0
$krp$	Respirations/Sterberate der Algen	$[d^{-1}]$	0.05 - 0.5
$vs_{alg}$	Sedimentationsrate Algen	$[m d^{-1}]$	0.001 - 0.1
$ksn_p$	Halbsättigungskonstante verfügbarer Stickstoff	$[gN m^{-3}]$	0.01 - 0.3
$ksp_p$	Halbsättigungskonstante verfügbarer Phosphor	$[gP m^{-3}]$	0.001 - 0.05
$KNH_4p$	Halbsättigungskonstante Ammoniumpräferenz-faktor (Algen)	$[gN m^{-3}]$	0.005
$Isp$	Optimale Lichtintensität für Algenwachstum	$[ly d^{-1}]$	350.0
$ke$	Licht Extinktionskoeffizient	$[m^{-1}]$	0.1 - 1.0
<b>Stickstoff</b>			
$kni$	Nitritationsrate ( $NH_4 \rightarrow NO_2$ )	$[d^{-1}]$	0.1 - 1.0
$kna$	Nitrationsrate ( $NO_2 \rightarrow NO_3$ )	$[d^{-1}]$	0.2 - 2.0
$kdn1$	Denitrifikationsrate ( $NO_3 \rightarrow NO_2$ )	$[d^{-1}]$	0.1 - 3.0
$kdn2$	Denitrifikationsrate ( $NO_2 \rightarrow N_{gas}$ )	$[d^{-1}]$	0.1 - 3.0
$ksni$	Halbsättigungskonstante Sauerstoffeinfluss auf Nitritation	$[gO_2 m^{-3}]$	2.0
$ksna$	Halbsättigungskonstante Sauerstoffeinfluss auf Nitratation	$[gO_2 m^{-3}]$	2.0
$ksod$	Halbsättigungskonstante Sauerstoffeinfluss auf Denitrifikation	$[gO_2 m^{-3}]$	2.0
<b>Detritus</b>			
$kdd$	oxidationsrate Detritus	$[d^{-1}]$	0.02 - 3.4
$kdds$	oxidationsrate Detritus im Sediment	$[d^{-1}]$	0.02 - 3.4
$vs_D$	Sedimentationsrate Detritus	$[m d^{-1}]$	0.001 - 0.1
<b>Sauerstoff</b>			
$krea$	Belüftungsrate	$[d^{-1}]$	0.01-100
<b>Stöchiometrische Faktoren</b>			
$rNC_p$	N/C Verhältnis Algen	$[gN gC^{-1}]$	0.07 - 0.2
$rPC_p$	P/C Verhältnis Algen	$[gP gC^{-1}]$	0.01 - 0.02
$rOC$	$O_2$ /C Verhältnis bei Detritusoxidation	$[O_2 gC^{-1}]$	1.4 - 2.3
$rONi$	$O_2$ /N Verhältnis bei Nitritation	$[O_2 gN^{-1}]$	3.0 - 4.0
$rONa$	$O_2$ /N Verhältnis bei Nitratation	$[O_2 gN^{-1}]$	1.0 - 1.14
<b>Schwebstoffe</b>			
$prf$	Anpassungsfaktor maximale Fließgeschwindigkeit	$[-]$	0.1 - 1.0
$csp$	Faktor mittlere Sedimentkonzentration	$[-]$	0.0001 - 0.01
$spexp$	Exponent mittlere Sedimentkonzentration	$[-]$	1.0 - 2.0
$Kerod$	Erodierbarkeitsfaktor	$[-]$	0.0 - 1.0

## E Weitere Eingangsdaten



**Abb. E.1:** Prozentualer Anteil von Bodentypen in den Teileinzugsgebieten (von links) Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac.



**Abb. E.2:** Prozentualer Anteil der Landnutzung in den Teileinzugsgebieten (von links) Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac.

**Tab. E.1:** Geschätzter mittlerer Wasserverbrauch und Haushaltabwasserkonzentrationen im Thi Vai Einzugsgebiet (VKHT, 2010)

Wasserverbrauch [l cap <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	TSS [g m <sup>-3</sup> ]	BOD <sub>5</sub> [gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup> ]	TN [gN m <sup>-3</sup> ]	TP [gP m <sup>-3</sup> ]
95	250	200	40	3

**Tab. E.2:** Bevölkerungsanzahl im Thi Vai Einzugsgebiet und der untersuchten Teileinzugsgebiete (basierend auf den statistischen Jahrbüchern der Provinzen Dong Nai und Ba Ria- Vung Tau (2009-2013))

Einzugsgebiet	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Bevölkerung [Personen]	Bevölkerungsdichte [Personen km <sup>-2</sup> ]
Bung Mon	27,6	5700	206
Suoi Ca	167,7	13450	80
Cau Vac	59	11490	194
Thi Vai (gesamt)	625	161250	258

**Tab. E.3:** Zusammenfassung der punktuellen Einträge in die Teileinzugsgebiete Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV)

EZG	Produkt	x	y	Q [m <sup>3</sup> /d]	TSS [mg/l]	BOD <sub>5</sub> [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]
BM	Kautschuk	419638	1193345	53,4	100,0	66,0	75,0	2,9
BM	Papier	418977	1194640	9,1	1250,0	66,0	140,0	0,7
BM	Holverarbeitung	419598	1194472	5,6	763,0	70,0	72,0	0,9
BM	Health-Station	420425	1193577	1,2	324,0	69,0	62,0	0,7
BM	Health-Station	420979	1193490	0,8	324,0	69,0	62,0	0,7
BM	Geflügelfarm (500 Tiere)	419783	1194166	0,8	347,0	42,0	26,0	0,5
sc	Health-Station	441714	1195916	28,0	324,0	69,0	62,0	0,7
sc	Health-Station	438529	1195798	0,9	324,0	69,0	62,0	0,7
sc	Schweine Farm	442644	1196925	4,0	75,0	115,0	378,0	9,5
sc	Health-Station	443004	1196391	1,5	324,0	69,0	62,0	0,7
sc	Schweine Farm	437034	1194479	12,0	75,0	115,0	378,0	9,5
sc	Schweine Farm	437007	1194898	20,0	75,0	115,0	378,0	9,5
sc	Schweine Farm	437043	1195038	20,0	75,0	115,0	378,0	9,5
sc	Health-Station	433394	1190910	2,0	324,0	69,0	62,0	0,7
sc	Health-Station	428558	1193770	0,4	324,0	69,0	62,0	0,7
sc	Schweine Farm	428404	1192488	3,2	75,0	115,0	378,0	9,5
sc	Health-Station	424123	1190745	3,8	324,0	69,0	62,0	0,7
sc	Verarbeitung von Latex	443848	1192427	50,4	7,0	23,0	23,0	8,3
cv	Health-Station	425541	1186048	3,6	324,0	69,0	62,0	0,7
cv	Schweine Farm	427303	1183882	12,0	75,0	115,0	378,0	9,5
cv	Health-Station	426840	1181157	0,4	324,0	69,0	62,0	0,7
cv	Schweine Farm	426263	1180848	5,7	75,0	115,0	378,0	9,5

**Tab. E.4:** Management-Plan für Kautschuk. Für den Kautschukbestand wird ein Startalter von 15 Jahren festgesetzt.

Operation	Tag des Jahres	Menge [kg ha <sup>-1</sup> ]
Pflanzen	Alter=15 a	-
Düngen (SuperP)	106	75
Düngen (N)	122	30
Düngen (N)	135	25
Düngen (SuperP)	136	75
Düngen (N)	284	25
Düngen (SuperP)	285	75

**Tab. E.5:** Management-Plan für Reis.

Operation	Tag des Jahres	Menge [ $kg\,ha^{-1}$ ]
Düngen (N)	33	25
Ernten	92	-
Pflanzen	106	-
Düngen (SuperP)	116	170
Düngen (N)	117	40
Düngen (SuperP)	128	113
Düngen (N)	133	25
Düngen (SuperP)	134	56
Düngen (SuperP)	146	98
Düngen (N)	147	25
Ernten	213	-
Pflanzen	215	-
Düngen (SuperP)	223	170
Düngen (N)	224	40
Düngen (SuperP)	238	113
Düngen (N)	239	25
Düngen (SuperP)	270	56
Düngen (N)	274	25
Ernten	335	-
Pflanzen	338	-
Düngen (Mist)	340	8000
Düngen (SuperP)	345	170
Düngen (N)	346	40
Düngen (SuperP)	360	113
Düngen (N)	361	25

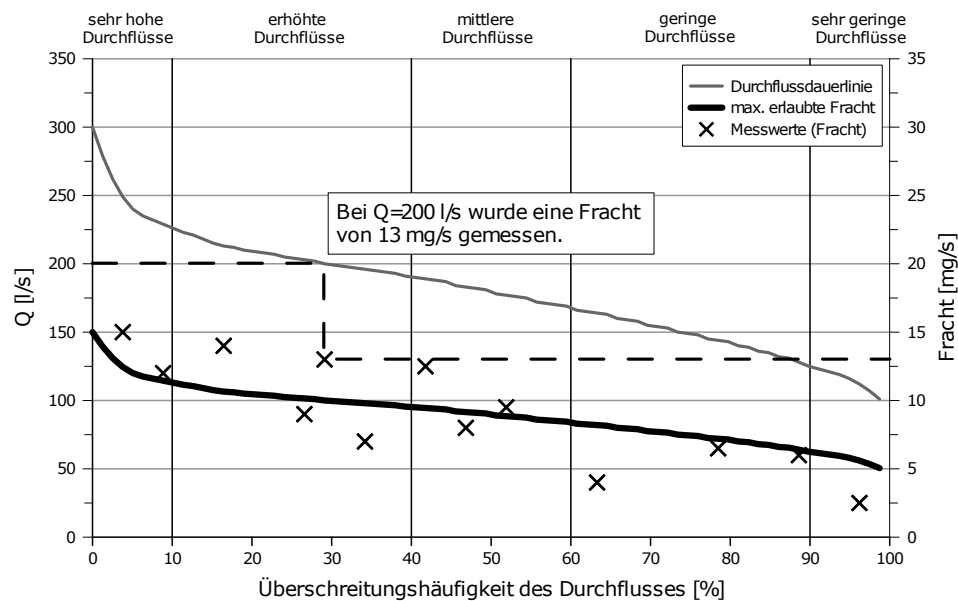
**Tab. E.6:** Management-Plan für Mais.

Operation	Tag des Jahres	Menge [ $kg\,ha^{-1}$ ]
Pflanzen	106	-
Düngen (N)	107	75
Düngen (SuperP)	177	177
Düngen (N)	141	55
Düngen (SuperP)	142	177
Düngen (N)	162	50
Ernten	210	-
Pflanzen	215	-
Düngen (N)	225	75
Düngen (SuperP)	221	177
Düngen (N)	244	55
Düngen (SuperP)	245	177
Düngen (N)	270	50
Ernten	328	-

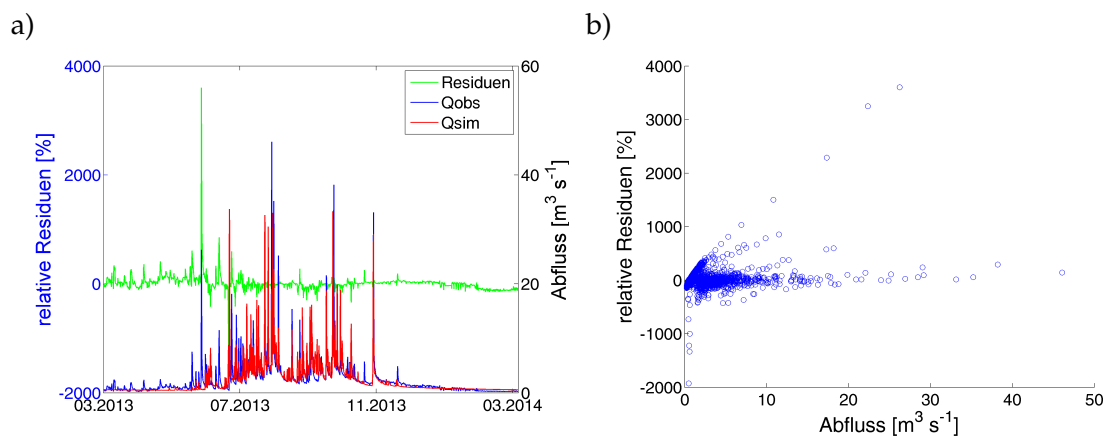
**Tab. E.7:** Referenzwerte

Prozess	$kg\,N\,ha^{-1}\,a^{-1}$	$kg\,P\,ha^{-1}\,a^{-1}$	Anmerkung	Quelle
Deposition	11 - 43	0,4 - 1,1	Südvietnam	(EANET, 2011)
min. Dünger	160 - 230	13 - 18	Mais (Vietnam)	(Dang, 2004; Kien et al., 2008; Giang et al., 2015)
	80 - 90	17 - 28	Kautschuk (Vietnam)	(RIVN, 2012)
	90 - 120	17 - 22	Reis (Vietnam)	(VAAS, 2013; Liese et al., 2014)
Pflanzenaufnahme	200 - 260	32 - 45	Mais	(Ciampitti et al., 2013)
	220 - 230	31 - 35	Kautschuk	(Bacon, 1995)
	110 - 130	34 - 40	Reis	(Bacon, 1995)
Mineralisation	143 - 184		Ost-Afrika, Trinidad	(Wong and Nortcliff, 1995)
	140		sommerfeuchte Tropen	(Juo and Franzluebbers, 2003)
Denitrifikation	7,6 - 21		Regenwald	
Auswaschung/ Austrag	3,5 - 25	0,4 - 3	diverse landwirtsch. Flächen Mekong EZG	(Liljeström et al., 2012)
	57	-	Mais („Coarse-loamy“)	(Schroth et al., 2001)
	-	0,02 - 1,8	Zuckerrohr	(Mardamootoo et al., 2015)
	31	1	Mais, Acrisol (Kenia)	(Recha et al., 2013)
	2 - 18	0,1 - 3,2	verschiedene EZG feuchte Tropen Australien	(McKergow et al., 2005)
	-	1,24 - 3,23	Kautschuk (Malaysia)	(Mir et al., 2015)
	-	0,003 - 0,04	Wald (Malaysia)	(Mir et al., 2015)

## F Weitere Darstellungen und Ergebnisse



**Abb. F.1:** Beispielhafte Darstellung nach dem „Duration Curve Concept“. Das „Duration Curve Concept“ ermöglicht es, die Wasserqualität eines Gewässers zu unterschiedlichen Abflusszuständen zu charakterisieren (US EPA, 2007). Die Verwendung des „Duration Curve Concept“ erlaubt es, die Häufigkeit und die Höhe der Verletzung von Wasserqualitätsstandards, die erlaubte Grenz-Fracht bzw. Konzentration und das Ausmaß einer eventuellen Belastungsreduktion in einem Diagramm darzustellen. Im ersten Schritt wird die Abflussdauerlinie erstellt. Diese kann nun mit Frachten oder Konzentrationen kombiniert dargestellt werden. Ein Konzentrationsgrenzwert kann direkt im Diagramm dargestellt werden. Durch Multiplikation des Konzentrationsgrenzwertes mit der Abflussdauerlinie entsteht die Frachtgrenzlinie. Abschließend werden die beobachteten und simulierten Frachten oder Konzentrationen an der X-Koordinate der Überschreitungszeit des jeweiligen Abflusses eingetragen (entnommen aus Wiedemann (2015)).



**Abb. F.2:** a) Gegenüberstellung der relativen Residuen und der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Cau Vac für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h. b) Darstellung der relativen Residuen gegen den beobachteten Abfluss am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum im Streudiagramm.



**Tab. F.1:** Zusammenfassung der für die Sensitivitätsanalyse verwendeten Parameter.

Panta Rhei Modul	Parameter	Wertebereich
'Penman-Monteith'	'Faktor ETp'	[0.5:0.1:1]
'SimpleSoilModel'	'Anteil Oberflächenabfluss'	[0.1:0.1:1]
'SimpleSoilModel'	'Offset Speicherinhalt'	[0.1:0.1:1]
'SimpleSoilModel'	'Faktor Abtrocknung'	[1:0.1:1]
'SimpleSoilModel'	'Faktor Perkolatation'	[0.1:0.1:1]
'SimpleSoilModel'	'Faktor ETakt'	[0.5:0.1:1]
'AK Einzellinearspeicher'	'Faktor ko'	[5:5:50]
'AK Einzellinearspeicher'	'Faktor ki'	[10:10:200]
'AK Einzellinearspeicher'	'Faktor ku'	[100:50:1000]
'AK Einzellinearspeicher'	'Faktor kb'	[2000:500:10000]
'Wellenablauf Einzellinearspeicher'	'Faktor Retentionskonstante'	[0.5:0.25:1]
'Wellenablauf Einzellinearspeicher'	'Faktor Fließzeit'	[0.5:0.25:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Plankton max. Photosynthese-Rate'	[1:0.2:5]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Plankton Sterberate'	[0.02:0.02:0.2]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Belueftungs-Koeffizient'	[0.5:0.1:1.5]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Nitrationsrate (Gewaesser)'	[0.1:0.1:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Nitrationsrate (Gewaesser)'	[0.2:0.2:2]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Denitrifikationsrate Gewaesser'	[0:0.1:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Sediment Detritusoxidationsrate'	[0.1:0.1:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Detritus Oxidationsrate'	[0:0.1:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'PO <sub>4</sub> Sedimentationsrate'	[0:0.1:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Resuspensionsfaktor'	[0:0.2:2]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Detritus Sedimentationsrate'	[0:0.1:1]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Sediment-Denitrifikationsrate'	[0:0.2:2]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Resuspensionsexponent'	[1:0.1:2]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Periphyton maximale Photosyntheserate'	[0:0.05:0.5]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Faktor Sediment Adjustment'	[1:0.1:2]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Exponent Sediment Adjustment'	[0.0001:0.0001:0.001]
'Stoffumsatz Wasser 1'	'Faktor Sediment Erodierbarkeit'	[0.2:0.1:0.8]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Litter-Abbaurate'	[0.1:0.05:0.55]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Humus-Abbaurate'	[0.0001:0.00005:0.0005]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Faktor Mineralisationsrate Biomasse'	[0.005:0.0025:0.05]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Nitrifikationsrate (Boden)'	[0.1:0.1:1]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Denitrifikationsrate Boden'	[0:0.1:1]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Nitrationsrate Boden'	[0.2:0.2:2]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Retardationskoeffizient NO <sub>3</sub> '	[0.1:0.1:1]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Retardationskoeffizient NH <sub>4</sub> '	[0.01:0.01:0.1]
'Stoffkreislauf Boden 2'	'Retardationskoeffizient PO <sub>4</sub> '	[0.001:0.001:0.01]

**Tab. F.2:** Zusammenfassung der Parameter, die für die Kalibrierung des Abflusses genutzt wurden. Neben dem Parameter und einer kurzen Beschreibung der Wirkung des Parameters wird der kalibrierte Wert für jedes Teileinzugsgebiet gegeben sowie der empfohlene Standardbereich der Parameter. Die Parameterwerte „Thi Vai“ kennzeichnen die Parameterwerte die für den unbegegelten Teil des Thi Vai Einzugsgebietes angesetzt wurden.

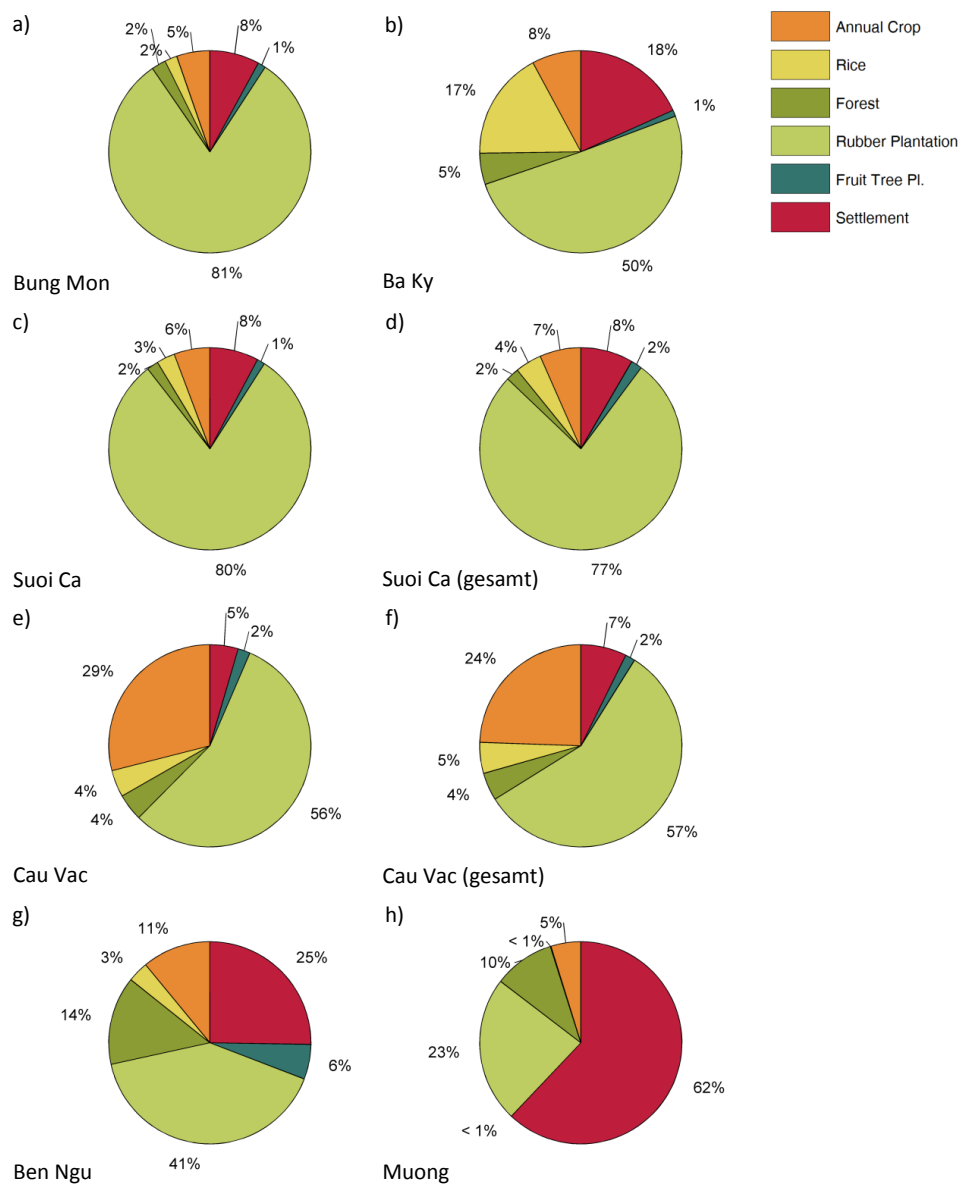
Parameter	Beschreibung	Einzugsgebiet				Standard
		Bung Mon	Suoi Ca	Cau Vac	Thi Vai	
<i>anto</i>	Anteil Oberflächenabfluss an Direktabfluss	0,5	0,55	0,5	0,5	0,11
<i>ospei</i>	modifiziert den Anteil des Direktabflusses	0,9	0,9	0,85	0,85	0,5
<i>F<sub>abtr</sub></i>	modifiziert den Anteil des Direktabflusses	1,8	1,9	1,9	1,9	1
<i>F<sub>perk</sub></i>	Anteil Basisabfluss an Gesamtausfluss	0,6	0,7	0,6	0,6	0,5
<i>F<sub>ETakt</sub></i>	modifiziert ET aktuell	0,7	0,7	0,8	0,7	1
<i>ko</i>	Faktor Speicherkonstante Oberflächenabfluss	5	5	5	5	5-10
<i>ki</i>	Faktor Speicherkonstante Zwischenabfluss	400	800	700	700	50-500
<i>ku</i>	Speicherkonstante Grundwasserabfluss	2000	1500	1200	1500	250-2500
<i>kb</i>	Speicherkonstante Basisabfluss	8000	8000	7000	8000	5000-10000
<i>F<sub>ret</sub></i>	modifiziert die Retentionskonstante im Fluss	0,6	0,7	0,6	0,6	1
<i>F<sub>v</sub></i>	modifiziert die Fließzeit im Fluss	1	1	1	1	1

**Tab. F.3:** Zusammenfassung der Parameter, die für die Kalibrierung des CNP-Modules genutzt wurden. Neben dem Parameter und einer kurzen Beschreibung der Wirkung des Parameters wird der kalibrierte Wert für jedes Teileinzugsgebiet gegeben sowie der empfohlene Standardbereich der Parameter. Die Parameterwerte „Thi Vai“ kennzeichnen die Parameterwerte die für den unbepegelten Teil des Thi Vai Einzugsgebietes angesetzt wurden.

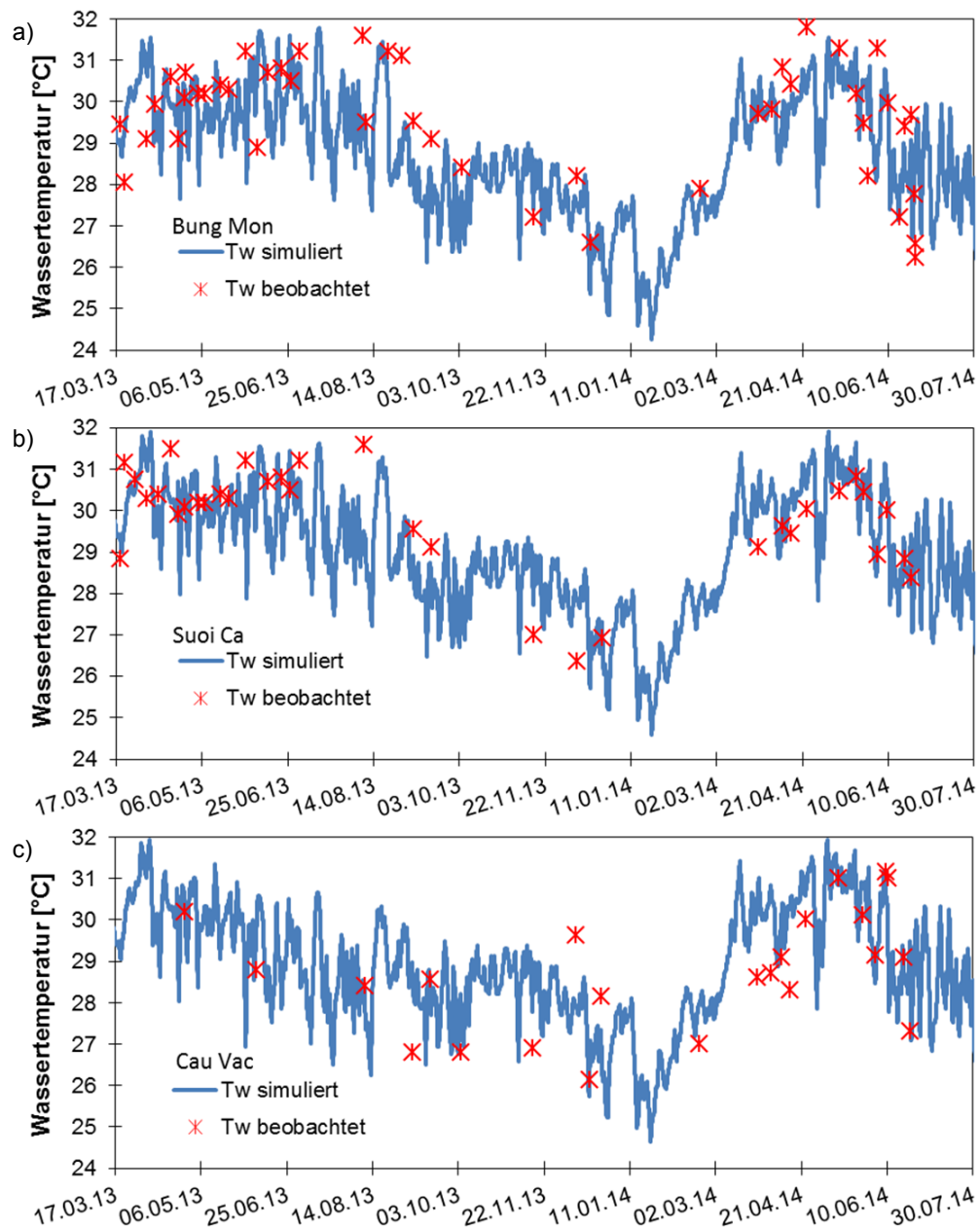
Parameter	Beschreibung	Einzugsgebiet				Standard
		Bung Mon	Suoi Ca	Cau Vac	Thi Vai	
$k_l$	Streu-Abbaurrate	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25
$k_h$	Humus-Abbaurrate	0,000357	0,000357	0,000357	0,000357	0,00039
$k_{bio}$	Abbaurrate biomasse-assoziierter Nährstoffpool	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
$kn1$	Nitrationsrate Boden	0,5	0,5	0,5	0,5	0,3
$kn2$	Nitrationsrate Boden	1,25	1,5	1,5	1,5	1,1
$k_{dn1}$	Denitrifikationsrate Boden 1	0,2	0,2	0,2	0,2	-
$k_{dn2}$	Denitrifikationsrate Boden 2	2	2	2	2	-
$a_{no3}$	Retentionsfaktor $NO_3$ und $NO_2$ Boden	0,25	0,25	0,25	0,25	0,2
$a_{nh4}$	Retentionsfaktor $NH_4$ Boden	0,05	0,04	0,04	0,04	-
$a_{po4}$	Retentionsfaktor $PO_4$ Boden	0,0025	0,0025	0,0028	0,0025	-
$C - \text{Faktor}$	Bodenbedeckungsfaktor der MUSLE	pflanzenspezifisch 0,2 - 0,35				
$P - \text{Faktor}$	Erosionsschutzfaktor der MUSLE	pflanzenspezifisch 0,35 - 0,5				

**Tab. F.4:** Zusammenfassung der Parameter, die für die Kalibrierung des Abflusses genutzt wurden. Neben dem Parameter und einer kurzen Beschreibung der Wirkung des Parameters wird der kalibrierte Wert für jedes Teileinzugsgebiet gegeben sowie der empfohlene Standardbereich der Parameter. Die Parameterwerte „Thi Vai“ kennzeichnen die Parameterwerte die für den unbepegelten Teil des Thi Vai Einzugsgebietes angesetzt wurden.

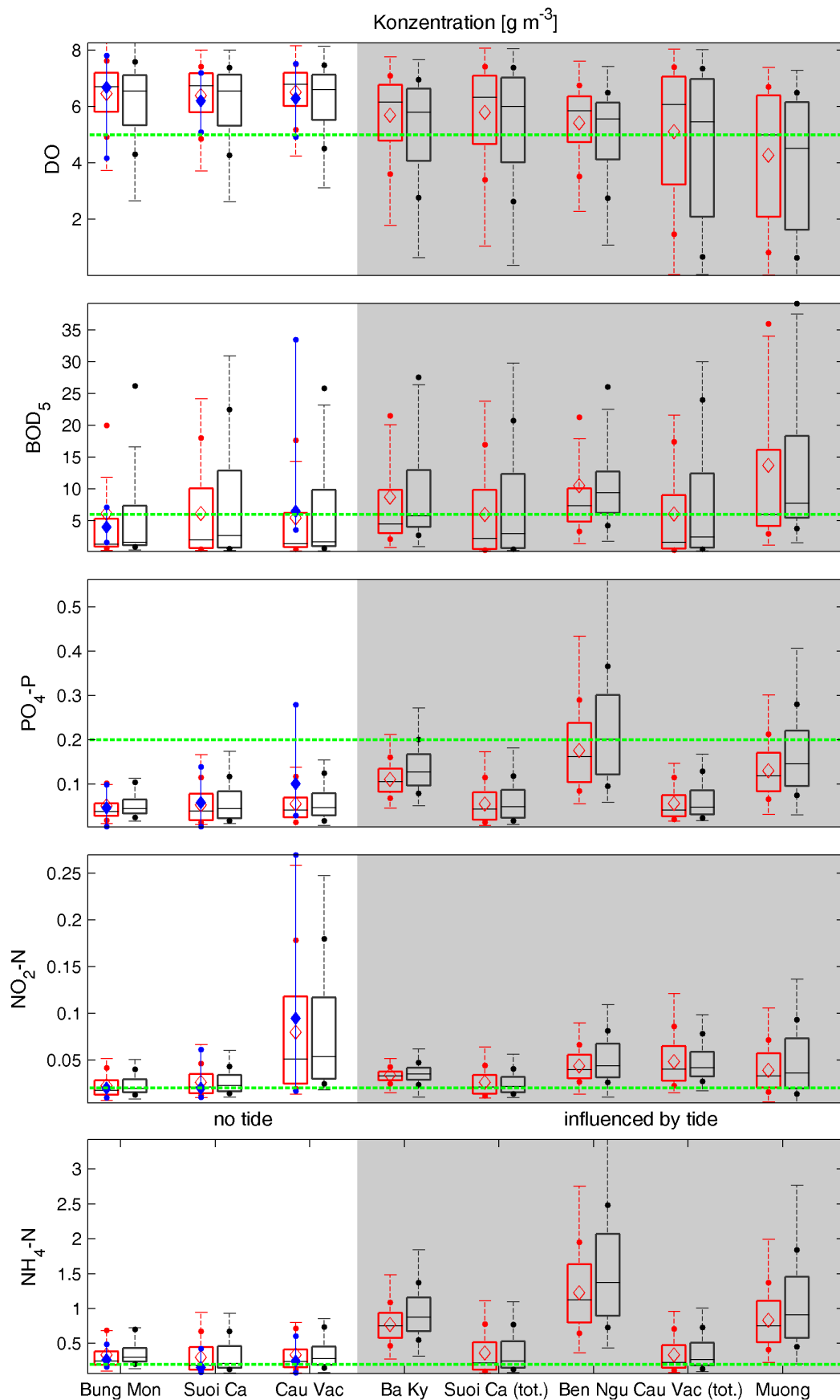
Parameter	Beschreibung	Einzugsgebiet				Standard
		Bung Mon	Suoi Ca	Cau Vac	Thi Vai	
$k_{gp}$	max. Photosyntheserate Plankton	5	5	5	5	1-5
$k_{rp}$	Sterberate Plankton	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05 - 0,5
$k_{rea}$	Faktor-Belüftungskoeffizient	0,9	1	0,9	1	1
$k_{ni}$	Nitrationsrate	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1 - 1
$k_{na}$	Nitrationsrate	1,1	1,1	0,7	1,1	0,2 - 20
$k_{dn1w}$	Denitrifikationsrate 1	0,15	0,1	0,08	0,1	0,1 - 3
$k_{dn2w}$	Denitrifikationsrate 2	1,5	1	0,75	1	0,1 - 3
$k_{ddS}$	Sediment-Detritus-Oxidationsrate	0,2	0,25	0,25	0,25	0,02 - 3,4
$k_{dd}$	Detritus-Oxidationsrate	0,15	0,2	0,2	0,2	0,02 - 3,4
$v_{sd}$	Detritus-Sedimentationsrate	0,35	0,3	0,35	0,35	0,001- 1,5
$v_{pp}$	$PO_4$ Sedimentationsrate	0,5	0,5	0,5	0,2	-
$k_{resup}$	Resuspensionsfaktor	1	1	1	1	1
$e_{res}$	Resuspensionsexponent	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
$k_{gperi}$	max. Photosyntheserate Periphyton	0,35	0,35	0,35	0,4	0,2- 0,5
$csp$	Faktor Sedimentmobilisierung	0,0001	0,00005	0,0001	0,0001	0,0001 - 0,01
$spexp$	Exponent Sedimentmobilisierung	1,5	1,5	1,5	1,5	1-2
$K_{erod}$	Faktor Sedimenterodierbarkeit	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5



**Abb. F.3:** Prozentualer Anteil der Landnutzungsklassen an der Fläche der jeweiligen Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars.

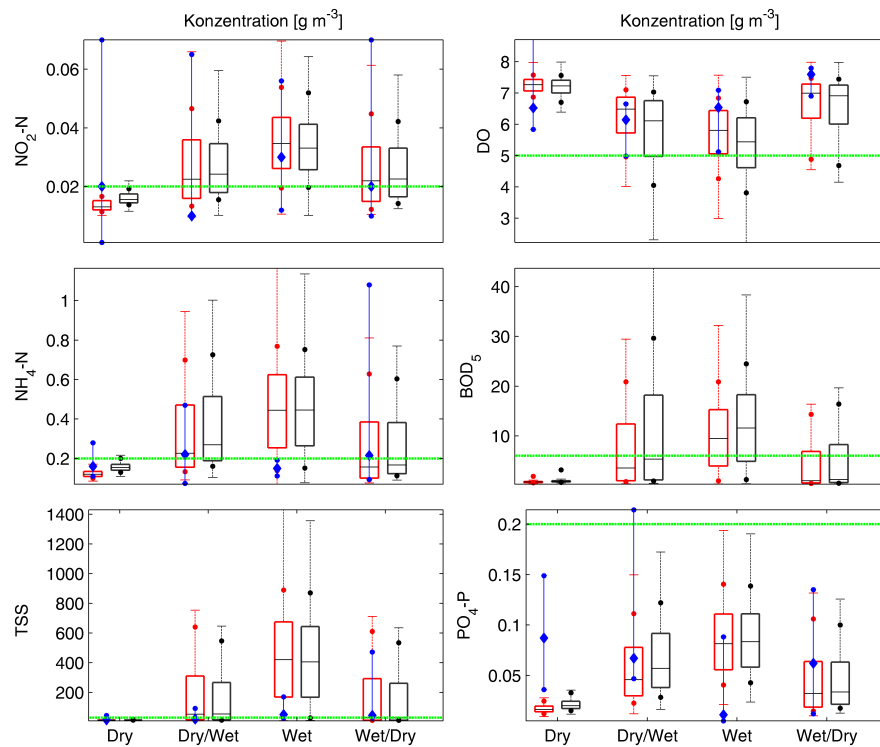


**Abb. F.4:** Vergleich der simulierten und beobachteten Wassertemperatur an den Messstellen a) Bung Mon, b) Suoi Ca und c) Cau Vac.

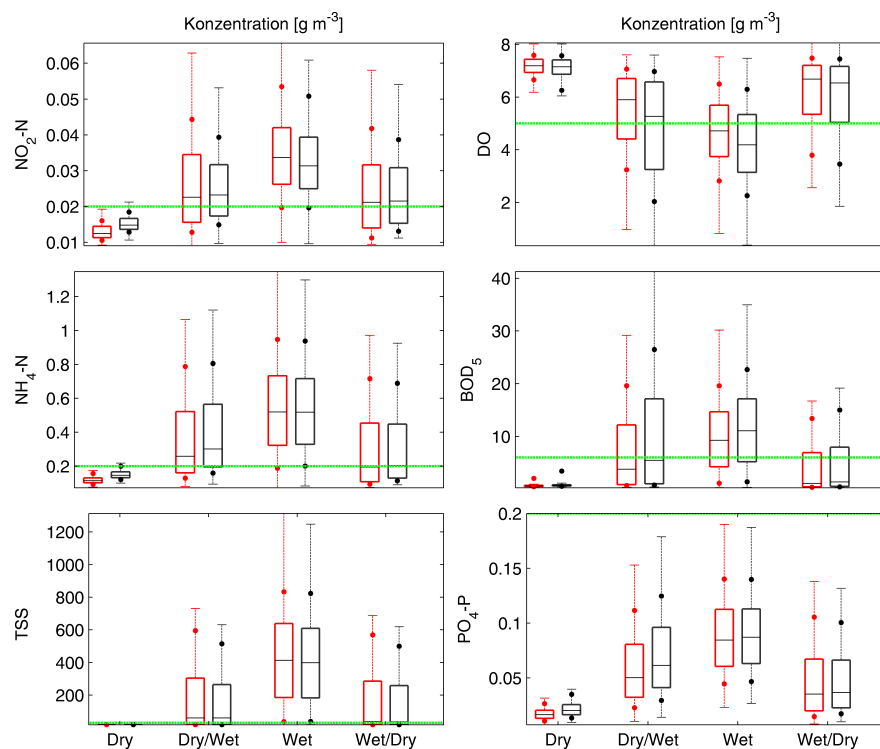


**Abb. F.5:** Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. Die Visualisierung erfolgt in Form eines Boxplots: Ist-Zustand ; Entwicklungsszenario . Zusätzlich wird das 10ner und 90er Perzentil der Messwerte an: Ist-Zustand ●; Entwicklungsszenario ●. ◆ gibt den Median und ● das 10ner und 90er Perzentil der Messwerte an. --- Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt).

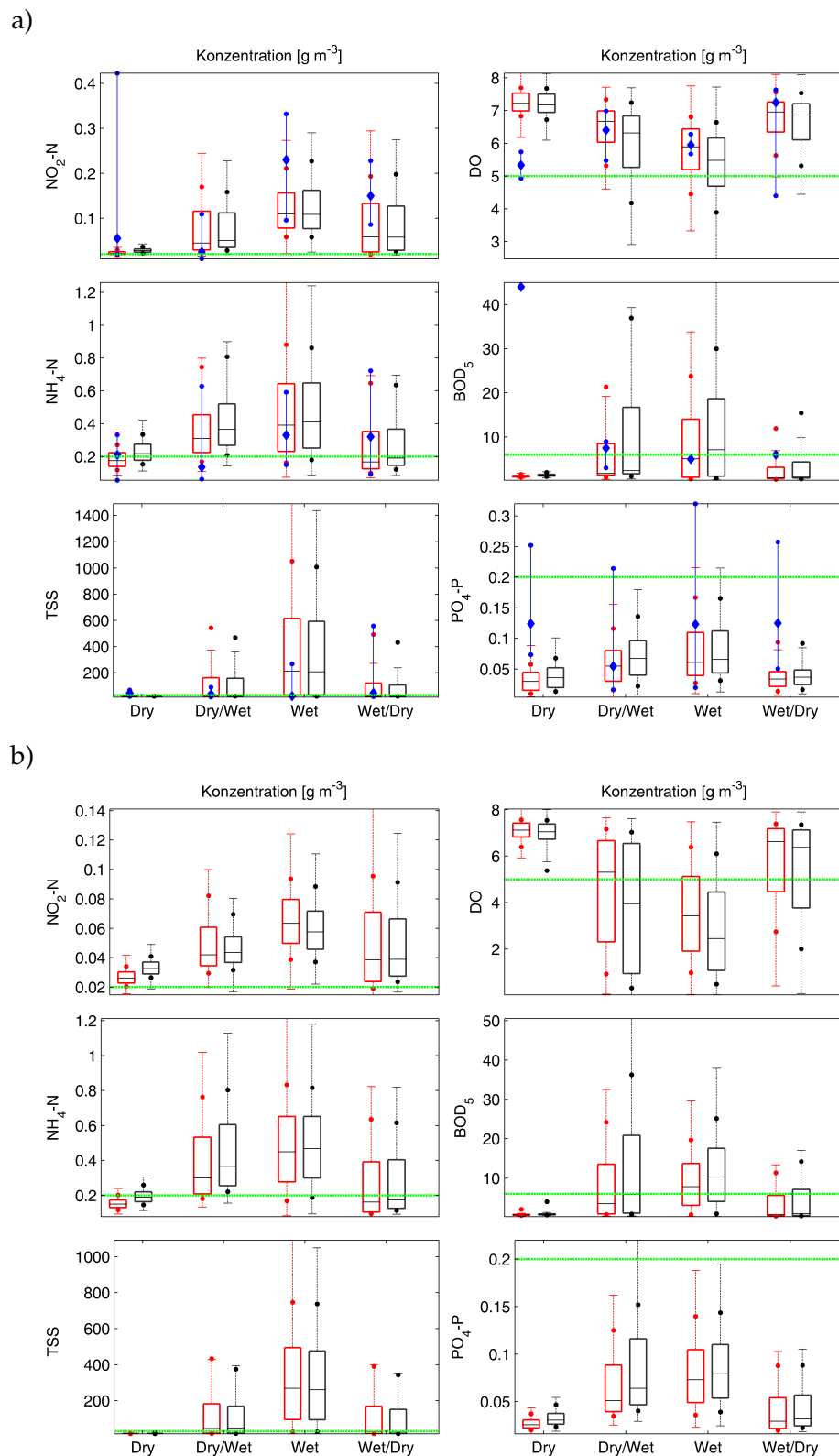
a)



b)



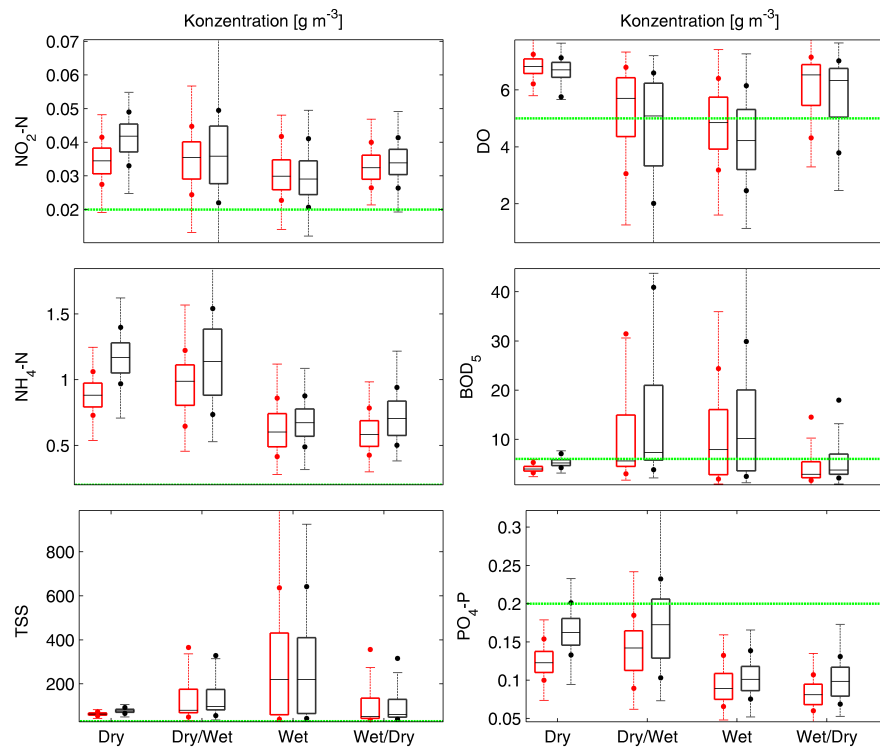
**Abb. F.6:** Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln a) Suoi Ca und b) Suoi Ca gesamt. Die Visualisierung erfolgt in Form eines Boxplots: Ist-Zustand ; Entwicklungsszenario . Zusätzlich wird das 10er und 90er Perzentil angegeben: Ist-Zustand ●; Entwicklungsszenario ●. . . . . Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt.)



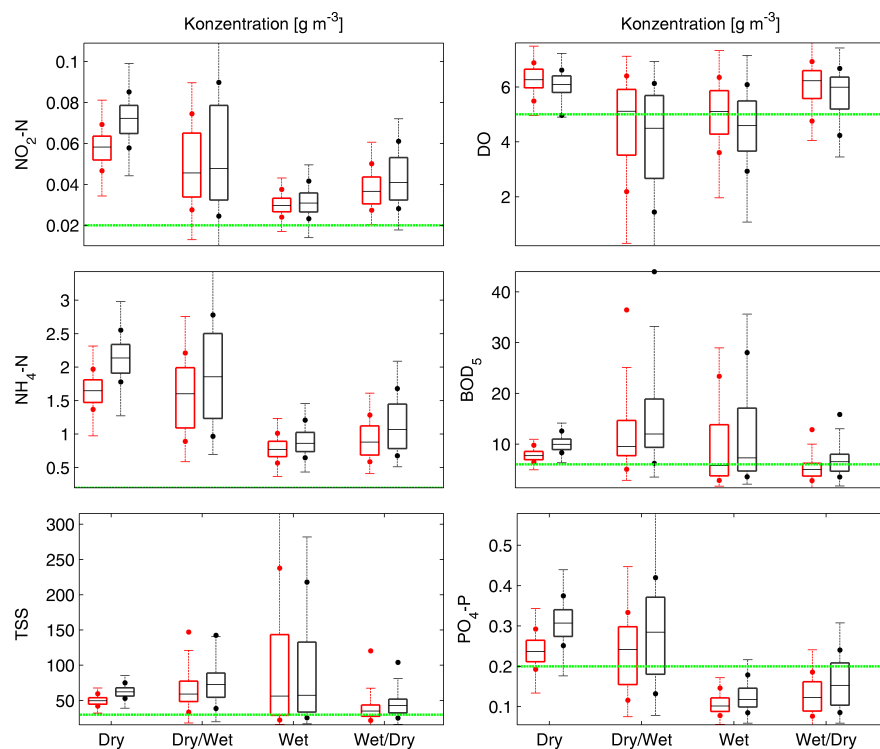
**Abb. F.7:** Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln a) Cau Vac und b) Cau Vac gesamt. Die Visualisierung erfolgt in Form eines Boxplots: Ist-Zustand ; Entwicklungsszenario . Zusätzlich wird das 10er und 90er Perzentil angegeben: Ist-Zustand ●; Entwicklungsszenario ●. . . . . Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt.)



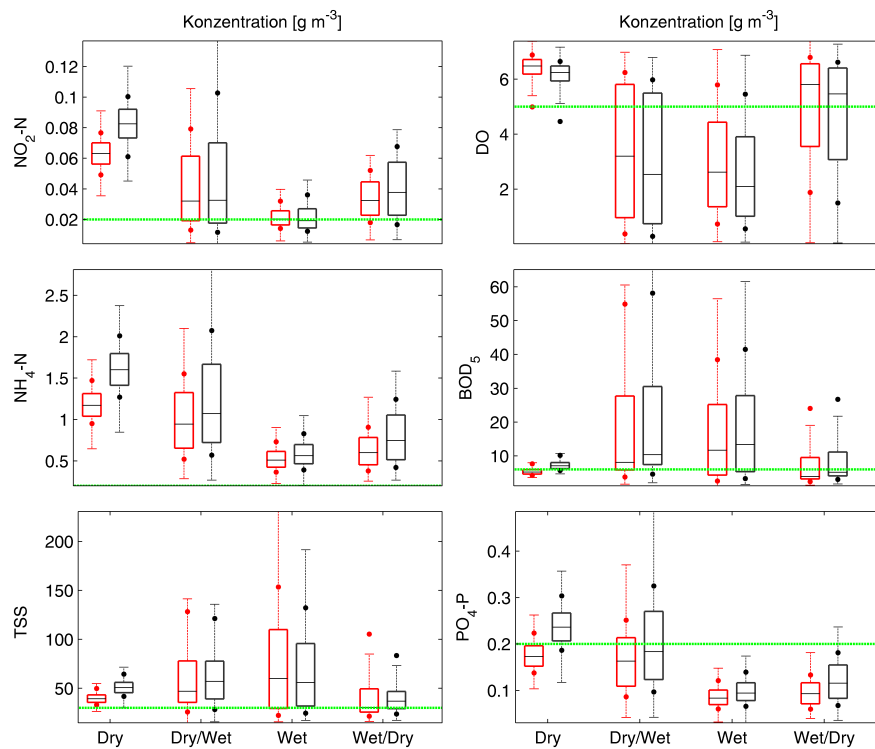
a)



b)



**Abb. F.8:** Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln a) Ba Ky und b) Ben Ngu. Die Visualisierung erfolgt in Form eines Boxplots: Ist-Zustand ; Entwicklungsszenario . Zusätzlich wird das 10er und 90er Perzentil angegeben: Ist-Zustand ●; Entwicklungsszenario ●. ..... Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt.)



**Abb. F.9:** Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios am Pegel Muong. Die Visualisierung erfolgt in Form eines Boxplots: Ist-Zustand ; Entwicklungsszenario . Zusätzlich wird das 10er und 90er Perzentil angegeben: Ist-Zustand ●; Entwicklungsszenario ●. . . . Grenzwertkonzentration/-Fracht nach vietnamesischen Standard QCVN 08:2008/BTNMT A2. (Der Übersichtlichkeit halber werden Extremwerte nicht dargestellt.)

## Abbildungsverzeichnis

1.1	Vorgehen bei der ökohydrologischen Modellierung des Thi Vai Einzugsgebietes. .	6
2.1	Schematisierung ökohydrologischer Forschungsschwerpunkte und ihrer Umweltbelange. . . . .	8
2.2	Schematische Darstellung eines Flusseinzugsgebietes mit seinen bedeutendsten Wasser- und Stoffflüssen sowie Verschmutzungsquellen. . . . .	10
2.3	a) Eine vereinfachte Darstellung des Kohlenstoffkreislaufes in dem System Boden-Pflanze-Atmosphäre und b) Schematische Darstellung der Hauptbestandteile der organischen Bodensubstanz (SOM). . . . .	14
2.4	Vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufes im Boden . . . . .	16
2.5	Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Aktivität von Mikroorganismen in Bezug auf verschiedene Prozesse des Stickstoffkreislaufes. . . . .	17
2.6	Vereinfachte Darstellung des Phosphorkreislaufes im Boden . . . . .	19
2.7	Vereinfachte Darstellung des Kohlenstoffkreislaufes in einem Gewässer. . . . .	22
2.8	Vergleich des Flusses von Energie und Stoffen in einem See (links) und einem Fließgewässer (rechts). . . . .	23
2.9	Vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufes in einem Gewässer. . . . .	25
2.10	Vereinfachte Darstellung des Phosphorkreislaufes in einem Gewässer. . . . .	28
2.11	Die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser als eine Funktion von Temperatur und Salzgehalt. . . . .	31
2.12	Tägliche Schwankungen des gelösten Sauerstoffgehalts in einem mit Nährstoffen belasteten und einem unbelasteten Gewässer. . . . .	32
2.13	Darstellung des terrestrischen Stickstoffkreislaufes im Boden in den Modellsystemen a) SWAT, b) HYPE, c) HSPF, d) INCA. . . . .	46
2.14	Funktionen zur Modellierung des Einflusses der Temperatur und des Bodenwassergehaltes der Modellsysteme INCA, AnnAGNPS, SWAT und HSPF. . . . .	48
2.15	Schematische Darstellung konzeptioneller Transportmodelle. . . . .	51
2.16	Darstellung der Wasserqualitätsprozesse im Gewässer in den Modellsystemen a) HYPE, b) INCA-N, c) INCA-P, d) SWAT. . . . .	52
3.1	Schematische Darstellung der Beziehung zwischen Modellkomplexität, Datenverfügbarkeit und Vorhersagekraft. . . . .	60
4.1	Screenshot PANTA RHEI . . . . .	64
4.2	Schnittstellen hydrologischen Modells PANTA RHEI . . . . .	66
4.3	Schnittstellen des erweiterten ökohydrologischen Modells PANTA RHEI WQ . . .	66
4.4	Schematische Darstellung des Bodenwassermodells SIMPLE SOIL. . . . .	67
4.5	Verknüpfungen zwischen den Teilmodulen Pflanzenwachstum und Pflanzenmanagement sowie dem terrestrischen CNP-Modul. . . . .	68
4.6	Die Index-Funktionen Minimum-Temperatur $iT_N$ , Wasserdampf Sättigungsdefizit $iVPD$ und Tageslänge $it_x$ zur Berechnung des GSI. . . . .	69
4.7	Ein Beispiel für die zeitliche Entwicklung des LAI für a) einer einjährigen Pflanze und b) einem Baumbestand. . . . .	71
4.8	Kompartimentschema des terrestrischen CNP-Modules. . . . .	83
4.9	Steuerfunktionen für die Abhängigkeit von Prozessen im Boden von den Umwelteinflüssen Temperatur, Wassergehalt und pH-Wert. . . . .	85
4.10	Abhängigkeit der cue und des C:P Verhältnisses der Biomasse von der Substratqualität	88

4.11	Anwendung der zwei biogeochemischen Stoffkreislaufmodelle von SWAT sowie des entwickelten CNP-Moduls auf einen Laborversuch. . . . .	94
4.12	Screenshot der Eingabemaske der Funktion „Seitenwelle“ in der GUI von PANTA RHEI. . . . .	95
4.13	Konzeptionelle Darstellung des um ein Sedimentkompartiment erweiterten ADZ-Modells. . . . .	98
4.14	Kompartimentschema des Wasserqualitätsmoduls von Panta Rhei WQ . . . . .	99
5.1	Übersichtskarte der Lage und Topographie des Thi Vai Einzugsgebietes und der untersuchten Teileinzugsgebiete in Südvietnam. . . . .	109
5.2	Klimadiagramm der Station Bien Hoa. . . . .	110
5.3	Bodenübersichtskarte des Thi Vai Einzugsgebietes sowie die Lage der genommenen Bodenproben. . . . .	111
5.4	Prozentuale Verteilung der Bodentypen im Thi Vai Einzugsgebiet. . . . .	111
5.5	Landnutzungskarte des Thi Vai Einzugsgebietes. . . . .	113
5.6	Prozentuale Verteilung der Landnutzung im Thi Vai Einzugsgebiet. . . . .	113
5.7	Ansichten verschiedener Landnutzungen im Thi Vai Einzugsgebiet. . . . .	114
5.8	Ansichten der Monitoringstationen an den bedeutendsten Zuflüssen des Thi Vai Ästuars. . . . .	115
5.9	Bilddokumentation von Bodenerosion im Teileinzugsgebiet Bung Mon. . . . .	117
5.10	Abflusskurven der Pegel Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	118
5.11	Ganglinien des mittleren stündlichen Abflusses an den Pegeln Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	119
5.12	Ganglinien des mittleren monatlichen Abflusses sowie des Gebietsniederschlages in mm an den Pegeln Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac für das hydrologische Jahr 01.05.2013 bis 30.04.2014. . . . .	119
5.13	Boxplots der gemessenen Wassertemperaturen und des pH-Wertes an den Monitoringstationen Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	121
5.14	Boxplots der Ergebnisse des Wasserqualitätsmonitorings an den Monitoringstationen Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV) für die Parameter $PO_4 - P$ , $TP$ , $NH_4 - N$ , $NO_2 - N$ , $NO_3 - N$ und $TN$ . . . . .	123
5.15	Boxplots der gemessenen Wasserqualitätsparameter $TSS$ , $Fe$ und $DO$ an den Monitoringstationen Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	125
5.16	Darstellung der Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter $TSS$ , $PO_4$ , $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $DO$ . . . . .	126
5.17	Darstellung der Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter $TSS$ , $PO_4$ , $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $DO$ . . . . .	127
5.18	Darstellung der Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Cau Vac für die Parameter $TSS$ , $PO_4$ , $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $DO$ . . . . .	128
7.1	Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussganglinie sowie des summierten Abflusses am Pegel Bung Mon in einer zeitlichen Auflösung von 3h über den Kalibrierungszeitraum und dem Validierungszeitraum. . . . .	138
7.2	a) Gegenüberstellung der relativen Residuen und der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h. b) Darstellung der relativen Residuen gegen den beobachteten Abfluss am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum im Streudiagramm. . . . .	139

7.3	Vergleich der Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Bung Mon für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h. . . . .	140
7.4	a) Mittlere monatliche Wasserhaushaltskomponenten und b) Wasserhaushaltsbilanz für das hydrologische Jahr 2013 für das Teileinzugsgebiet Bung Mon. . . . .	141
7.5	Darstellung der beobachteten und simulierten Abflussganglinie sowie des summierten Abflusses an den Pegeln a) Suoi Ca und b) Cau Vac in einer zeitlichen Auflösung von 3h über den Kalibrierungszeitraum. . . . .	143
7.6	Vergleich der Dauerlinien der beobachteten und simulierten Abflüsse an den Pegeln a) Suoi Ca und b) Cau Vac für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h. . . . .	144
7.7	Mittlere Wasserhaushaltsbilanz für das hydrologische Jahr 2013 für die Pegel a) Suoi Ca und b) Cau Vac. . . . .	144
7.8	Beobachten und simulierter mittlerer Ertrag für die Hauptlandnutzungsklassen Reis, Mais und Kautschuk. . . . .	146
7.9	Vergleich der mittleren jährlichen Stickstoffumsetzung verschiedener Prozesse des Stickstoffkreislaufs für die Hauptlandnutzungsklassen und dominanten Bodenarten. . . . .	147
7.10	Vergleich der mittleren jährlichen Phosphorumsetzung verschiedener Prozesse des Phosphorkreislaufs für die Hauptlandnutzungsklassen und dominanten Bodenarten im Thi Vai Einzugsgebiet. . . . .	148
7.11	Vergleich der simulierten zeitlichen Dynamik der Ganglinien der bodenfeuchteabhängigen Umweltfaktoren des CNP-Moduls in Abhängigkeit und dominanten Bodenarten. . . . .	150
7.12	Einfluss der Bodenfeuchte auf die simulierte zeitliche Dynamik verschiedener Kompartimente des Stickstoffkreislaufes im Jahresgang. . . . .	151
7.13	Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen an der Messstelle Bung Mon für die Parameter <i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>PO<sub>4</sub></i> und <i>DO</i> . . . . .	154
7.14	Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen an der Messstelle Bung Mon für die Parameter <i>NH<sub>4</sub></i> , <i>NO<sub>2</sub></i> , <i>NO<sub>3</sub></i> und <i>TN</i> . . . . .	155
7.15	Vergleich der simulierten und beobachteten Frachtdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter <i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>PO<sub>4</sub></i> und <i>DO</i> . . . . .	158
7.16	Vergleich der simulierten und beobachteten Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter <i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>PO<sub>4</sub></i> und <i>DO</i> . . . . .	159
7.17	Vergleich der simulierten und beobachteten Frachtdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter <i>NH<sub>4</sub></i> , <i>NO<sub>2</sub></i> , <i>NO<sub>3</sub></i> und <i>TN</i> . . . . .	160
7.18	Vergleich der simulierten und beobachteten Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Bung Mon für die Parameter <i>NH<sub>4</sub></i> , <i>NO<sub>2</sub></i> , <i>NO<sub>3</sub></i> und <i>TN</i> . . . . .	161
7.19	Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen an der Messstelle Cau Vac für die Parameter <i>TSS</i> , <i>TP</i> , <i>PO<sub>4</sub></i> und <i>DO</i> . . . . .	165

7.20	Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen an der Messstelle Cau Vac für die Parameter $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $TN$ . . . . .	166
7.21	Vergleich der simulierten und beobachteten Fracht- und Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Cau Vac für die Parameter $TSS$ , $TP$ , $PO_4$ und $DO$ . . . . .	167
7.22	Vergleich der simulierten und beobachteten Fracht- und Konzentrationsdauerlinien nach dem „Duration Curve Concept“ an der Messstelle Cau Vac für die Parameter $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $TN$ . . . . .	168
7.23	Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter $TSS$ , $TP$ , $PO_4$ und $DO$ . . . . .	170
7.24	Vergleich der simulierten Fracht- und Konzentrationsganglinien mit den beobachteten Frachten und Konzentrationen an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $TN$ . . . . .	171
7.25	Vergleich der simulierten und beobachteten Fracht- und Konzentrationsdauerlinien an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter $TSS$ , $TP$ , $PO_4$ und $DO$ . . . . .	172
7.26	Vergleich der simulierten und beobachteten Fracht- und Konzentrationsdauerlinien an der Messstelle Suoi Ca für die Parameter $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ und $TN$ . . . . .	173
7.27	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Bung Mon Teileinzugsgebietes. . . . .	175
7.28	Detaildarstellung der Sensitivität von a) gelöstem Sauerstoff und b) Nitrat gegenüber der Änderung eines ausgewählten Parameters. . . . .	176
7.29	Vergleich der historischen und der aktuellen gelösten Sauerstoffkonzentration in Flussverlauf des Thi Vai Ästuars. . . . .	179
7.30	Mittlere $BOD_5$ -Frachten in das Thi Vai Ästuar. . . . .	181
7.31	Mittlere $TN$ -Frachten in das Thi Vai Ästuar. . . . .	182
7.32	Mittlere $TP$ -Frachten in das Thi Vai Ästuar. . . . .	183
7.33	Darstellung des simulierten mittleren jährlichen a) Sediment-Austrag, b) Stickstoffaustrags und c) Phosphorausstrags pro Teilfläche des Thi Vai Einzugsgebietes und seiner Teileinzugsgebiete Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	186
7.34	Saisonaler Vergleich der Änderung der mittleren simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter sowie des Abflusses des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. . . . .	190
7.35	Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungsszenarios am Pegel Bung Mon. . . . .	192
7.36	Saisonaler Vergleich der Änderung der simulierten Frachten verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. . . . .	193
7.37	Vergleich der Änderung der simulierten Jahresfracht verschiedener Wasserqualitätsparameter sowie des mittleren Abflusses des Ist-Zustandes und des Entwicklungsszenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. . . . .	194
A.1	Boxplots des a) Durchmessers und b) Alters von Kautschuckbäumen sowie c) der Erosionstiefe am Stammfuß von Kautschuckbäumen in den untersuchten Parzellen in Plantagen im Bung Mon Teileinzugsgebiet. . . . .	225
A.2	Bilddokumentation des Unterwuchses von Kautschukplantagen im Einzugsgebiet. . . . .	226

E.1	Prozentualer Anteil von Bodentypen in den Teileinzugsgebieten (von links) Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	234
E.2	Prozentualer Anteil der Landnutzung in den Teileinzugsgebieten (von links) Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	234
F.1	Beispielhafte Darstellung nach dem „Duration Curve Concept“. . . . .	237
F.2	a) Gegenüberstellung der relativen Residuen und der beobachteten und simulierten Abflüsse am Pegel Cau Vac für den Kalibrierungszeitraum in einer zeitlichen Auflösung von 3h. b) Darstellung der relativen Residuen gegen den beobachteten Abfluss am Pegel Cau Vac für den Kalibrierungszeitraum im Streudiagramm. . .	237
F.3	Prozentualer Anteil der Landnutzungsklassen an der Fläche der jeweiligen Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars. . . . .	240
F.4	Vergleich der simulierten und beobachteten Wassertemperatur an den untersuchten Messstellen . . . . .	241
F.5	Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln des Thi Vai Einzugsgebietes. . . . .	242
F.6	Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln Suoi Ca und Suoi Ca gesamt. . . . .	243
F.7	Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln Cau Vac und Cau Vac gesamt. . . . .	244
F.8	Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios an den Pegeln Ba Ky und Ben Ngu. . . . .	245
F.9	Saisonaler Vergleich der simulierten Konzentrationen verschiedener Wasserqualitätsparameter des Ist-Zustandes mit den simulierten Konzentrationen des Entwicklungs-Szenarios am Pegel Muong. . . . .	246



## Tabellenverzeichnis

2.1	Übersicht über ökohydrologische bzw. hydrologische Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsskala . . . . .	38
2.2	Vergleich der Darstellung terrestrischer biogeochemischer Stoffkreisläufe ausgewählter ökohydrologischer bzw. hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsskala . . . . .	41
2.3	Vergleich der Darstellung von Erosion und Sedimenttransport sowie Wasserqualitätsprozesse ausgewählter ökohydrologischer bzw. hydrologischer Wasserqualitätsmodellsysteme auf der Flussgebietsskala . . . . .	42
4.1	Zusammenstellung der Parameter der Düngerdatenbank. . . . .	76
4.2	Zusammenstellung eines Managementplanes am Beispiel von Cassava. . . . .	77
4.3	Systemvariablen im terrestrischen CNP-Modul . . . . .	81
4.4	Zusammenstellung ausgewählter Literaturquellen zu „event mean concentration“ für verschiedene Regionen und Länder . . . . .	96
4.5	Systemvariablen im Wasserqualitätsmodul . . . . .	99
6.1	Zusammenfassung der räumlichen Diskretisierung des Thi Vai Einzugsgebietes . . . . .	131
6.2	Mögliche Wertebereiche und empfohlene Bewertungsklassen der verwendeten Gütekriterien für einen monatlichen Zeitschritt. . . . .	136
7.1	Zusammenfassung der statistischen Kennzahlen der Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Parameters Abfluss am Pegel Bung Mon . . . . .	138
7.2	Korrelation zwischen den Niederschlagsstationen Long Thanh (LT), Tam Thon Hiep (TTH), Cam My (CM) und Binh Son (BS). . . . .	139
7.3	Zusammenfassung der statistischen Kennzahlen der Abflusskalibrierung an den Pegeln Suoi Ca und Cau Vac . . . . .	141
7.4	Zusammenfassung der simulierten und beobachteten Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter im Teileinzugsgebiet Bung Mon. . . . .	153
7.5	Zusammenfassung der simulierten und beobachteten Jahresfrachten und mittleren Konzentrationen der betrachteten Wasserqualitätsparameter in den Teileinzugsgebieten Suoi Ca und Cau Vac. . . . .	163
7.6	Berechneter Anteil der punktuellen Quellen an der Gesamtfracht der Stoffe $BOD_5$ , $TN$ , $TP$ und $TSS$ sowie des Abflusses $Q$ der Teileinzugsgebiete des Thi Vai Ästuars. . . . .	185
A.1	Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Thi Vai Einzugsgebiet . . . . .	227
B.1	Zusammenstellung der Parameter der Pflanzendatenbank. . . . .	228
D.1	Parameter des Wasserqualitätsmodules in Panta Rhei WQ . . . . .	233
E.1	Geschätzter mittlerer Wasserverbrauch und Haushaltabwasserkonzentrationen im Thi Vai Einzugsgebiet . . . . .	235
E.2	Bevölkerungsanzahl im Thi Vai Einzugsgebiet und der untersuchten Teileinzugsgebiete . . . . .	235
E.3	Zusammenfassung der punktuellen Einträge in die Teileinzugsgebiete Bung Mon (BM), Suoi Ca (SC) und Cau Vac (CV) . . . . .	235
E.4	Management-Plan für Kautschuk . . . . .	235
E.5	Management-Plan für Reis . . . . .	236
E.6	Management-Plan für Mais . . . . .	236
E.7	Referenzwerte . . . . .	236

---

F.1	Zusammenfassung der für die Sensitivitätsanalyse verwendeten Parameter . . . .	238
F.2	Zusammenfassung der Parameter, die für die Kalibrierung des Abflusses genutzt wurden. . . . .	238
F.3	Zusammenfassung der Parameter, die für die Kalibrierung des CNP-Modules genutzt wurden. . . . .	239
F.4	Zusammenfassung der Parameter, die für die Kalibrierung des Abflusses genutzt wurden. . . . .	239

## Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

### Abkürzungen

<b>ADZ</b>	Aggregierte Totzonen Modell (eng.: Aggregated Dead Zone Model)
<b>AnnAGNPS</b>	Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution
<b>ANSWERS</b>	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
<b>ArcEGMO</b>	EinzugsGebietsMOdell
<b>ASTER</b>	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
<b>BOD</b>	biologischer Sauerstoffbedarf (eng.: Biological Oxygen Demand)
<b>CSTR</b>	Rührkessel (eng.: Completely Stirred Tank Reaktor)
<b>CWA</b>	Clean Water Act
<b>DEM</b>	Digital Elevation Model
<b>DNDC</b>	DeNitrification-DeComposition
<b>DO</b>	gelöster Sauerstoff (eng: Dissolved Oxygen)
<b>DONRE</b>	Department of Environment and Resources
<b>DWSM</b>	Dynamic Watershed Simulation Model
<b>EPIC</b>	Erosion/Productivity Impact Calculator
<b>EPA (US)</b>	US Environmental Protection Agency
<b>ESWAT</b>	Extended Soil Water Assessment Tool
<b>EG-WRRL</b>	EG-Wasserrahmenrichtlinie
<b>FAO</b>	Food and Agriculture Organization of the United Nations
<b>GSI</b>	Growing Season Index
<b>HBV-NP</b>	Hydrologiska Byrans Vattenbalansavdelning - Nitrogen
<b>HYPE</b>	Model for HYdrological PRedictions for the Environment
<b>INCA</b>	Integrated Catchment Model
<b>HSPF</b>	Hydrological Simulation Program - Fortran
<b>HSU</b>	Hydological Similar Unit
<b>HRU</b>	Hydrological Response Unit
<b>LAI</b>	Leaf Area Index
<b>MONRE</b>	Ministry of Environment and Resources
<b>MUSLE</b>	Modified Universal Soil Loss Equation
<b>PFR</b>	Rohrreaktor (eng.: Plug Flow Reactor)
<b>RCC</b>	Fluss-Kontinuum-Konzept (eng.: River Continuum Concept)
<b>RUSLE</b>	Revised Universal Soil Loss Equation

<b>SCE-UA</b>	Shuffled Complex Evolution- University of Arizona
<b>SRP</b>	gelöster reaktiver Phosphor (eng.: soluble reactive phosphorus)
<b>SWAT</b>	Soil Water Assessment Tool
<b>SWIM</b>	Soil and Water Integrated Model
<b>SOD</b>	Sediment-Sauerstoffbedarf (eng.: Sediment Oxygen Demand)
<b>SOM</b>	organische Bodensubstanz (eng.: soil organic matter)
<b>TIN</b>	Triangulates Irregular Network
<b>TISR</b>	Rührkesselkaskade (eng.: Tanks in Series)
<b>TMDL</b>	Total Maximum Daily Load
<b>TRMM</b>	Tropical Rainfall Measuring Mission
<b>UNESCO</b>	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
<b>USLE</b>	Universal Soil Loss Equation

## Symbole und Formelzeichen

### Griechische Kleinbuchstaben

Symbol	Einheit/Dimension	Beschreibung
$\alpha$	-	Formparameter = $2/3 \cdot \text{matyears}$
$\beta$	-	Formparameter = $\alpha \cdot 0,3$
$\Delta p$	-	prozentuale Änderung des Parameters gegenüber dem ursprünglichem Wert
$\epsilon_{C:N}$	-	Residue C:N Verhältnis
$\epsilon_{C:P}$	-	Residue C:N Verhältnis
$\lambda$	-	Formparameter
$\phi_{pot,i}$	$g\,i\,m^{-3}h^{-1}$	potentieller Nährstoffbedarf der Dekomposition (wobei i für die Nährstoffe N oder P steht)
$\phi_{luft}$	$cm^3\,cm^{-3}$	Grenzwert für den Bodenluftgehalt, ab dem eine Reduktion eintritt
$\psi_i$	-	Limitierungsfaktor Nährstoffmangel Dekomposition im Boden
$\tau$	$s^{-1}$	zeitliche Verzögerung durch advektiven Transport
$\theta$	-	Bodenwassergehalt
$\theta_{Lyr}$	-	Bodenwassergehalt einer Bodenschicht
$\theta_{fk}$	-	Bodenwassergehalt bei Feldkapazität
$\theta_{gasthr}$	-	relativer Grenzwert für den Bodenluftgehalt, ab dem eine Reduktion eintritt
$\theta_{pwp}$	-	Bodenwassergehalt am permanenten Welkepunkt
$\theta_s$	-	Bodenwassergehalt bei Sättigung

**Griechische Großbuchstaben**

Symbol	Einheit/Dimension	Beschreibung
$\Delta t$	$T$	Zeitschritt
$\Delta x$	$L$	Raumschritt
$\Theta$	-	Basis-Temperaturfaktor

**Lateinische Kleinbuchstaben**

Symbol	Einheit/Dimension	Beschreibung
$bio_{dieoff}$	-	Anteil der Pflanzenresiduen bei Seneszens
$clay$	%	Prozentanteil von Ton
$csp$	-	Faktor mittlere Sedimentkonzentration
$cue$	-	Kohlenstoff-Nutzungs-Effizienz (eng.:carbon use efficiency)
$cue_{max}$	-	maximale Kohlenstoff-Nutzungseffizienz (= 0,6)
$dHU$	$^{\circ}C$	Akkumulation von „Heat Units“
$e_{res}$	-	Resuspensionsexponent
$f_{age}$	-	Faktor LAI vs. Baumalter
$f(BUWO)$	-	„Build Up- Wash Off“ Faktor
$f_i$	-	Korngrößenfaktor (i = Sand, Schluff, C organisch, viel Sand)
$fkden1$	-	Einflussfaktor Nitrit auf Denitrifikation
$fkden2$	-	Einflussfaktor Nitrat auf Denitrifikation
$fkn1$	-	Einflussfaktor Ammonium auf Nitrifikation
$fkn2$	-	Einflussfaktor Nitrit auf Nitrifikation
$fl$	-	Limitierungsfaktor Licht Algen
$fdn$	-	Umweltfaktor Wassergehalt auf Denitrifikation
$fmd$	-	Umweltfaktor Wassergehalt auf Dekomposition
$fmp$	-	Umweltfaktor Wassergehalt auf P-Sorption
$f_{ntr}$	-	Nährstoff-Faktor
$fn$	-	Limitierungsfaktor Nährstoffe Algen
$fnd$	-	Umweltfaktor Wassergehalt auf Nitrifikation
$fN_{tot}$	-	Anteil Stickstoff an Dünger
$fN_{min}$	-	Anteil mineralischen Stickstoffs an Dünger
$fNH_4$	-	Anteil Ammonium an mineralischem Dünger
$fox_c$	-	Einfluss niedriger Sauerstoffgehalt auf Dekomposition
$fox_{dni}$	-	Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf Denitrifikation
$fox_{ni}$	-	Einfluss niedriger Sauerstoffgehalt auf Nitrifikation
$fON$	-	Exkretionsfaktor N
$fOP$	-	Exkretionsfaktor P
$fphc$	-	Umweltfaktor pH-Wert auf Dekomposition
$fr_i$	-	ideale Nährstoffanteil der Pflanzenbiomasse
$fr_{i,1}$	-	Anteil des Nährstoffes i an der Pflanzenbiomasse zu Beginn der optimalen Entwicklungskurve

$fr_{i,2}$	-	Anteil des Nährstoffes i an der Pflanzenbiomasse bei $fr_{PHU,50}$ der optimalen Entwicklungskurve
$fr_{i,3}$	-	Anteil des Nährstoffes i an der Pflanzenbiomasse bei $fr_{PHU,100}$ der optimalen Entwicklungskurve
$fr_{LAI_{max}}$	-	Anteil des aktuellen LAI am maximalen LAI
$fr_{LAI,1}$	-	Anteil des maximalen LAI am ersten Punkt der optimalen Entwicklungskurve
$fr_{LAI,2}$	-	Anteil des maximalen LAI am zweiten Punkt der optimalen Entwicklungskurve
$ftd$	-	Umweltfaktor Temperatur auf Dekomposition
$fP_{tot}$	-	Anteil Phosphor an Dünger
$fP_{min}$	-	Anteil mineralischen Phosphors an Dünger
$fr_{PHU}$	-	Anteil der gesammelten HU an PHU
$fr_{PHU,1}$	-	$fr_{PHU}$ am ersten Punkt der optimalen Entwicklungskurve
$fr_{PHU,2}$	-	$fr_{PHU}$ am zweiten Punkt der optimalen Entwicklungskurve
$fr_{PHU,50}$	-	50% der HU die benötigt werden, um das Reifestadium zu erreichen
$fr_{PHU,100}$	-	100% der HU die benötigt werden, um das Reifestadium zu erreichen
$ft_i$	-	Umweltfaktor Temperatur im Gewässer
$ft_{alg}$	-	Limitierungsfaktor Temperatur Algen
$f_{wat}$	-	Tortuositätsfaktor
$k_l$	$d^{-1}$	Streu-Dekompositionsrate
$iT_N$	$^{\circ}C$	Minimum-Temperatur
$iVPD$	$hPa$	Wasserdampf Sättigungsdefizit
$istr$	-	Nährstoffstressfaktor
$it_x$	$h$	Tageslänge
$k$	$d^{-1}$	Reaktionsrate
$k_{bu}$	$d^{-1}$	Aufbaurrate BUWO-Modell
$kdd$	$d^{-1}$	oxidationsrate Detritus im Gewässer
$kdds$	$d^{-1}$	oxidationsrate Detritus im Sediment
$kdn1w$	$d^{-1}$	Denitrifikationsrate im Gewässer ( $NO_3 \rightarrow NO_2$ )
$kdn2w$	$d^{-1}$	Denitrifikationsrate im Gewässer ( $NO_2 \rightarrow N_{gas}$ )
$kdn1$	$d^{-1}$	Denitrifikationsrate im Boden Stufe 1
$kdn2$	$d^{-1}$	Denitrifikationsrate im Boden Stufe 2
$ke$	$m^{-1}$	Licht Extinktionskoeffizient im Gewässer (bei reinem Wasser)
$keff$	$m^{-1}$	effektiver Licht Extinktionskoeffizient im Gewässer
$k_{epi}$	$gC\ m^{-1}\ d^{-1}$	Photosyntheserate des Periphytons
$kgp$	$d^{-1}$	Photosynthese/Wachstums-rate der Algen im Gewässer
$k_h$	$d^{-1}$	die Humus-Dekompositionsrate im Boden
$k_l$	$d^{-1}$	die Streu-Dekompositionsrate im Boden
$k_{lam}$	-	Pflanzen-Lichtextinktionskoeffizient
$kn1$	$d^{-1}$	Nitritationsrate im Boden
$kn2$	$d^{-1}$	Nitratationsrate im Boden

<i>kni</i>	$d^{-1}$	Nitritationsrate im Gewässer ( $NH_4 \rightarrow NO_2$ )
<i>kna</i>	$d^{-1}$	Nitratationsrate im Gewässer ( $NO_2 \rightarrow NO_3$ )
<i>krea</i>	$d^{-1}$	Belüftungsrate im Gewässer
<i>krp</i>	$d^{-1}$	Respirations/Sterberate der Algen im Gewässer
<i>k<sub>resup</sub>*</i>	$d^{-1}$	effektiven Resuspensionsrate im Gewässer
<i>k<sub>resup</sub></i>	$d^{-1}$	Resuspensionsrate im Gewässer
<i>ksn<sub>p</sub></i>	$gN\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante verfügbarer Stickstoff
<i>ksoni</i>	$gO_2\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Sauerstoffeinfluss auf Nitritation
<i>ksona</i>	$gO_2\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Sauerstoffeinfluss auf Nitratation
<i>ksod</i>	$gO_2\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Sauerstoffeinfluss auf Denitrifikation
<i>kspp</i>	$gP\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante verfügbarer Phosphor
<i>ksorb1</i>	$d^{-1}$	Sorptions- bzw. Desorptionsrate (SORBfast)
<i>ksorb2</i>	$d^{-1}$	Sorptions- bzw. Desorptionsrate (SORBslow)
<i>k<sub>wu</sub></i>	$d^{-1}$	Abbaurate BUWO-Modell
<i>l1</i>	-	Formfaktor LAI-Entwicklung
<i>l2</i>	-	Formfaktor LAI-Entwicklung
<i>matyears</i>	<i>a</i>	Alter eines ausgereiften Baumes
<i>n1</i>	-	Formfaktor Nährstoffgehaltpflanzen
<i>n2</i>	-	Formfaktor Nährstoffgehaltpflanzen
<i>orgC</i>	%	Prozentanteil von organischem Kohlenstoff
<i>prf</i>	-	Anpassungsfaktor maximale Fließgeschwindigkeit
<i>q</i>	-	Anpassungsparameter O'Neill-Funktion (= 1,7)
<i>q<sub>peak</sub></i>	$m^3\ s^{-1}$	geschätzter Spitzenabfluss
<i>pH<sub>opt</sub></i>	-	optimale pH-Wert für die Dekomposition
<i>psp</i>	-	Gleichgewichtskonstante P aus Dünger zu labilen P-Pool
<i>rh</i>	-	Anteil der abgebauten Streu, der humifiziert wird (isohumic coefficient)
<i>rNC<sub>p</sub></i>	N/C Verhältnis Algen	
<i>gN gC<sup>-1</sup></i>		
<i>rPC<sub>p</sub></i>	$gP\ gC^{-1}$	P/C Verhältnis Algen
<i>rOC</i>	$O_2\ gC^{-1}$	$O_2$ /C Verhältnis bei Detritusoxidation
<i>rONi</i>	$O_2\ gN^{-1}$	$O_2$ /N Verhältnis bei Nitritation
<i>rONa</i>	$O_2\ gN^{-1}$	$O_2$ /N Verhältnis bei Nitratation
<i>rr</i>	-	Anteil des durch Dekomposition umgesetzten Kohlenstoffs
<i>sed</i>	$t\ h^{-1}$	mittlerer Bodenabtrag
<i>slp</i>	$m\ m^{-1}$	Gefälle
<i>slr</i>	$MJ\ m^{-2}$	solare Strahlung
<i>sand</i>	%	Prozentanteil von Sand
<i>silt</i>	%	Prozentanteil von Schluff
<i>spexp</i>	-	Exponent mittlere Sedimentkonzentration
<i>t</i>	<i>d</i>	Zeit
<i>trR</i>	-	transportwirksamer Anteil des Oberflächenabflusses
<i>treeage</i>	<i>a</i>	Alter des Baumes
<i>u</i>	$m\ s^{-1}$	mittlere Fließgeschwindigkeit
<i>v<sub>salg</sub></i>	$m\ d^{-1}$	Sedimentationsrate Algen im Gewässer



$vs_D$	$m\ d^{-1}$	Sedimentationsrate Detritus im Gewässer
$w$	-	pH-Variationsbreite

### Lateinische Großbuchstaben

Symbol	Einheit/Dimension	Beschreibung
$A$	$m^2$	Fläche
$A_{ch}$	$m^2$	die Querschnittsfläche des Fließgewässerabschnittes
$Add_{Residue}$	-	dem Streupool zugeführte Menge an pfl. Residuen
$ADD_{root_s}$	$gC\ m^{-3}h^{-1}$	organischer Input durch abgestorbene Wurzelbiomasse
$ADD_{residue_s}$	$gC\ m^{-3}h^{-1}$	organischer Input durch Ernteresiduen
$ADD_{FertClit}$	$gC\ m^{-3}h^{-1}$	organischer Input durch Dünger
$Age$	$a$	Mittlere Alter des Bestandes
$Amount$	$kg\ ha^{-1}$	Menge des applizierten Düngers
$Area_{HRU}$	$ha$	Fläche der HRU
$Bio_{akt}$	$kg\ ha^{-1}$	aktuelle Pflanzenbiomasse
$BIO_i$	$kg\ i\ ha^{-1}$	ideale Nährstoffgehalt der Pflanzenbiomasse ( $i$ = Stickstoff oder Phosphor)
$BIO_{i,pot}$	$kg\ i\ ha^{-1}$	aktuelle Nährstoffgehalt der Pflanzenbiomasse ( $i$ = Stickstoff oder Phosphor)
$Bio_{pot}$	$kg\ ha^{-1}$	potentielle Pflanzenbiomasse
$C$	$g\ m^{-3}$	Stoffkonzentration
$C_{alg}$	$gC\ m^{-3}$	planktische Algen im Gewässer
$C_{DO}$	$gO_2\ m^{-3}$	gelöster Sauerstoff im Gewässer
$C_{EMCi}$	$g\ m^{-3}$	EMC eines Stoffes $i$
$C_H$	$gC\ m^{-3}$	Kohlenstoff im Humus-Pool (im Boden)
$C_L$	$gC\ m^{-3}$	Kohlenstoff im Streu-Pool (im Boden)
$C_{NH4}$	$gN\ m^{-3}$	Ammonium (Ammoniak) im Gewässer
$C_{NO2}$	$gN\ m^{-3}$	Nitrit im Gewässer
$C_{NO3}$	$gN\ m^{-3}$	Nitrat im Gewässer
$C_{orgC}$	$gC\ m^{-3}$	organischer Kohlenstoff im Gewässer
$C_{orgN}$	$gN\ m^{-3}$	organischer Stickstoff im Gewässer
$C_{orgP}$	$gP\ m^{-3}$	organischer Phosphor im Gewässer
$C_{PO4}$	$gP\ m^{-3}$	Phosphat im Gewässer
$C_{sed}$	$t\ m^{-3}$	Schwebstoffe im Gewässer
$C_{tr}$	$g\ m^{-3}$	Tracer im Gewässer
$C - \text{Faktor}$	-	Bodenbedeckungs-Faktor
$C_{USLE}$	-	Bodenbedeckungsfaktor
$C_{av}$	-	pflanzenspezifischen mittlere Bedeckungsgrad
$CFRG$	-	Grobboden-Faktor
$CFRG_{USLE}$	-	Grobkorn-Faktor
$C_{mn}$	-	minimale Bedeckungsgrad
$CN_{bio}$	-	C:N Verhältnis der mikrobiellen Biomasse
$CO_2$	$gC\ m^{-3}$	Kohlenstoffdioxidkonzentration
$Cover$	$kg\ ha^{-1}$	Summe aus der oberirdischen Pflanzenbiomasse und dem Streu-Pool

$CP_{bio}$	-	C:P Verhältnis der mikrobiellen Biomasse
$CP_{biomax}$	-	maximale C:P Verhältnis der mikrobiellen Biomasse
$Cs_{sedC}$	$gC\ m$	Sediment Kohlenstoff
$Cs_{sedN}$	$gN\ m$	Sediment Stickstoff
$Cs_{sedP}$	$gP\ m$	Sediment Phosphor
$DB_N$	$gN\ m^{-3}h^{-1}$	Freisetzung von leicht zersetzbaren org. Stickstoffverbindungen aus dem biomasseassoziierten Nährstoffpool
$DB_P$	$gP\ m^{-3}h^{-1}$	Freisetzung von leicht zersetzbaren organischen Phosphorverbindungen aus dem biomasseassoziierten Nährstoffpool
$DECh$	$gC\ m^{-3}h^{-1}$	Verlust von Humus durch Dekomposition
$DEC_l$	$gC\ m^{-3}h^{-1}$	Dekomposition organischer Kohlenstoffverbindungen im Streu-Pool
$DEC_{lpot}$	$gC\ m^{-3}h^{-1}$	potentiell mögliche Dekomposition
$DENIT$	$gN\ m^{-3}h^{-1}$	Denitrifikation im Boden Stufe 1
$DENIT2$	$gN\ m^{-3}h^{-1}$	Denitrifikation im Boden Stufe 2
$DLAI$	-	$fr_{PHU}$ ab dem die Seneszens der Blätter einsetzt
$FK$	-	Feldkapazität
$H$	$m$	Wassertiefe eines Fließgewässerabschnittes
$H_{bank}$	$m$	bordvoller Wasserstand im Fließgewässerabschnitt
$HI$	-	Harvest Index
$HI_{cut}$	-	Harvest Index der Cutting-Operation (= 0-1)
$H_{eff}$	-	Ernte-Effizienz (= 0-1)
$H_{photo}$	$MJ\ m^{-2}$	absorbierte solare Strahlung
$IMM_i$	$gi\ m^{-3}h^{-1}$	immobilisierter Nährstoff ( $i$ = Stickstoff oder Phosphor)
$I$	$ly\ d^{-1}$	Lichtintensität
$IMM_{NH_4}$	$gN\ m^{-3}h^{-1}$	immobilisiertes Ammonium
$IMM_{NO_3}$	$gN\ m^{-3}h^{-1}$	immobilisiertes Nitrat
$IMM_{max_i}$	$gi\ m^{-3}h^{-1}$	maximal immobilisierbarer Nährstoffes ( $i$ = Stickstoff oder Phosphor)
$I_{SP}$	$ly\ d^{-1}$	Optimale Lichtintensität für Algenwachstum
$K_{CP}$	-	Formparameter
$K - \text{Faktor}$	-	Bodenerodierbarkeitsfaktor
$K_{USLE}$	-	Bodenerodierbarkeitsfaktor
$K_{cc}$	$gC\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Streuzersetzung
$K_{deni1}$	$gN\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Einfluss Nitrit auf Denitrifikation
$K_{deni2}$	$gN\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Einfluss Nitrat auf Denitrifikation
$K_{erod}$	-	Erodierbarkeitsfaktor im Gewässer
$KNH_{4P}$	$gN\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Ammoniumpräferenzfaktor (Algen)
$K_{ni1}$	$gN\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Einfluss Ammonium auf Nitrifikation
$K_{ni2}$	$gN\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Einfluss Nitrit auf Nitrifikation
$K_{odeni}$	$gO_2\ m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Einfluss Sauerstoff auf Denitrifikation

$K_{oni}$	$gO_2 m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Einfluss Sauerstoff auf Nitrifikation
$K_{sn}$	$gN m^{-3}$	Halbsättigungskonstante N-Limitierung Algen
$K_{sod}$	$gO_2 m^{-3}$	Halbsättigungskonstante Dekomposition im Sediment
$K_{sp}$	$gP m^{-3}$	Halbsättigungskonstanten P-Limitierung Algen
$EI_{USLE}$	-	Regenerositätsfaktor
$ER_i$	$g h^{-1}$	Verlust durch Erosion ( $i$ = betrachtete Systemvariable)
$L$	$m$	Länge des Fließgewässerabschnittes
$L_{DSi}$	$g d^{-1}$	Fracht eines Stoffes $i$ , aus diffusen Siedlungsabwässern
$LAI_{max}$	-	maximaler LAI der Pflanze
$LAI_{mat}$	-	LAI zum Zeitpunkt des Einsetzens der Seneszens
$LAI_{maxtree}$	-	maximaler LAI eines ausgewachsenen Baumes
$LAI_{min}$	-	minimaler LAI der Pflanze
$L - Faktor$	-	Hanglängen-Faktor
$L_{hill}$	$m$	Hanglänge
$L_{USLE}$	-	Hanglängenfaktor
$LAT_{i\pm}$	$gi m^{-3}h^{-1}$	lateraler Austrag von Ammonium, Nitrit und Nitrat, Phosphat
$LE_{i\pm}$	$gi m^{-3}h^{-1}$	Auswaschung („Leaching“) von Ammonium, Nitrit und Nitrat, Phosphat
$LS_{Lyr}$	$m d^1$	Perkolationsrate
$MGIndex$	-	Index des Managementplanes
$MIN_i$	$gi m^{-3}h^{-1}$	mineralisierter Nährstoff ( $i$ = Stickstoff oder Phosphor)
$N_{bio}$	$gN m^{-3}$	Stickstoff im Biomasse assoziierten Pool (im Boden)
$N_H$	$gN m^{-3}$	Stickstoff im Humus-Pool (im Boden)
$N_L$	$gN m^{-3}$	Stickstoff im Streu-Pool (im Boden)
$Name$	-	4 Buchstaben Code der Pflanze/Landnutzung
$Neff_0$	$m$	Oberflächenabfluss einer Siedlungsfläche
$NIT$	$gN m^{-3}h^{-1}$	Nitritation im Boden
$NIT2$	$gN m^{-3}h^{-1}$	Nitratation im Boden
$N_{gas}$	$gN m^{-3}$	gasförmiger Stickstoff
$NH_4$	$gN m^{-3}$	Ammoniumkonzentration (im Boden)
$NO_2$	$gN m^{-3}$	Nitritkonzentration (im Boden)
$NO_3$	$gN m^{-3}$	Nitratkonzentration (im Boden)
$O_s$	$gO_2 m^{-3}$	Sättigungskonzentration des gelösten Sauerstoffs im Wasser
$Operation$	-	Typ der Management-Operation = $MGOP_{Plant}$
$OPTime$	-	Steuerung der Operation durch Julianischer Tag (= $MGPST_{DOY}$ ) oder $fr_{PHU}$ (= $MGPST_{PHU}$ )
$O_x$	-	Simulationsergebnis mit geändertem Parameter
$O_{ref}$	-	Simulationsergebnis des Referenzparametersets
$P_{bio}$	$gP m^{-3}$	Phosphor im Biomasse assoziierten Pool (im Boden)
$P_H$	$gP m^{-3}$	Phosphor im Humus-Pool (im Boden)
$P_L$	$gP m^{-3}$	Phosphor im Streu-Pool (im Boden)
$P - Faktor$	-	Erosionsschutzfaktor
$PO_4$	$gP m^{-3}$	gelöstes Phosphat (im Boden)

$PO_{4ls}$	$gP\ m^{-3}$	aktives sorbiertes Phosphat (im Boden)
$PO_{4s}$	$gP\ m^{-3}$	stark sorbiertes Phosphat (im Boden)
$P_{USLE}$	-	Erosionsschutzfaktor
$PHU$	$^{\circ}C$	Potential Heat Units
$Q_{surf}$	$mm\ ha^{-1}$	Oberflächenabfluss
$Residue_{tot}$	$kg\ ha^{-1}$	Menge an Pflanzenresiduen
$RUE$	$(kg\ ha^{-1}) \cdot (MJ\ m^{-2})^{-1}$	radiation use efficiency
$S_{CN}$	-	C:N Verhältnis neu aufgebauter organischer Substanz
$S_{CP}$	-	C:P Verhältnis neu aufgebauter organischer Substanz
$Sed$	$t\ ha^{-1}$	Sedimentkonzentration
$SORB_{fast}$	$gP\ m^{-3}h^{-1}$	Transfer von Phosphor zwischen dem labilen und dem aktiven sorbierten Phosphat-Pool
$SORB_{slow}$	$gP\ m^{-3}h^{-1}$	Transfer von Phosphor zwischen dem aktiven und dem stabilen sorbierten Phosphat-Pool
$T$	$^{\circ}C$	Temperatur
$T_a$	$^{\circ}C$	Lufttemperatur
$T_{base}$	$^{\circ}C$	Minimum-Temperatur bei der Pflanzenwachstum stattfindet
$T_{mean}$	$^{\circ}C$	mittlere Tagestemperatur
$T_{res}$	$s^{-1}$	Verweilzeit eines Stoffes in der aggregierten Totzone
$T_b$	$^{\circ}C$	Bodentemperatur
$T_{b_{max}}$	$^{\circ}C$	maximale Temperatur (= 43,8)
$T_{b_{opt}}$	$^{\circ}C$	Temperaturoptimum (= 36,9)
$Time$	- oder $d$	Zeitpunkt der Operation Julianischer Tag oder $fr_{PHU}$
$Tr$	$g\ m^{-3}$	Tracerkonzentration (im Boden)
$UP_i$	$kg\ i\ ha^{-1}$	Nährstoffbedarf ( $i$ = Stickstoff oder Phosphor) der Pflanze
$X_{sorb}$	-	Verhältnis $PO_{4ls}$ zu $PO_{4s}$
$Z_{Lyr}$	$m$	Mächtigkeit einer Bodenschicht